



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 587/94

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

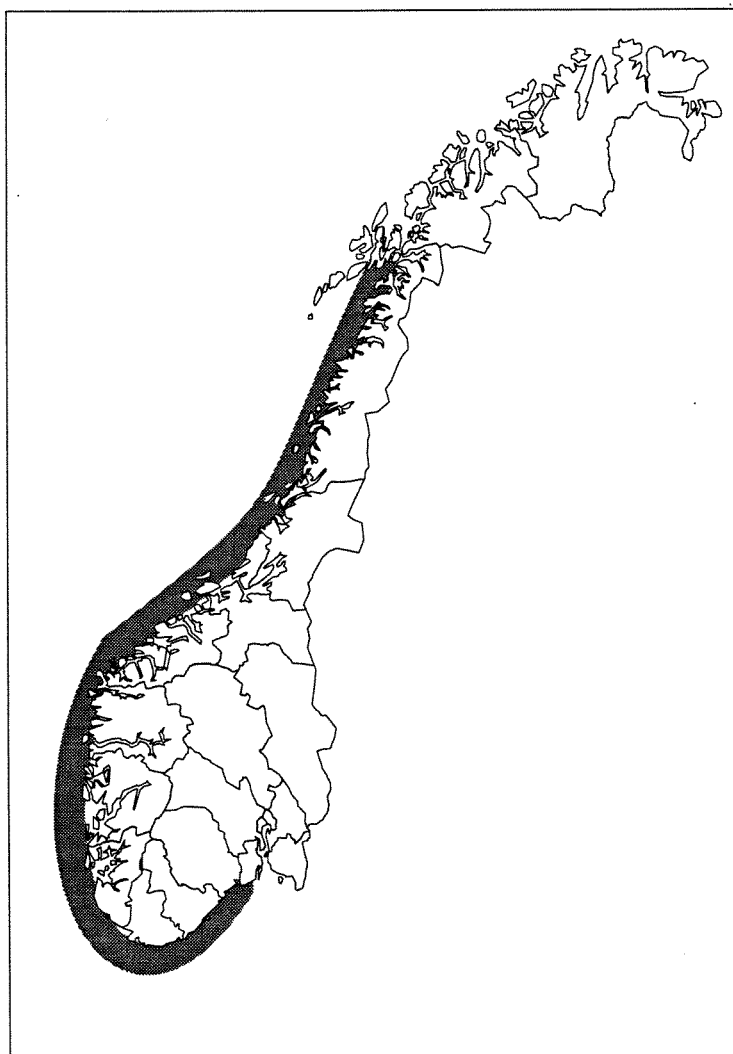
Deltakende institusjon

NIVA

Sonderende undersøkelser
i norske havner og utvalgte
kystområder

FASE 1

Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik - Kragserø



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93177	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3275	

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 1: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø.	09/06/95	NIVA 1995
Overvåkingsrapport nr. 587/94, TA nr. 1159/1994	Faggruppe:	Marinøkologi
Forfatter(e):	Geografisk område:	Nordland-Telemark
Roger M. Konieczny Anette Juliussen	Antall sider:	Opplag:
	185	150

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

Ekstrakt: Det er foretatt orienterende sedimentanalyser mht. innhold av miljøgifter i 23 havne- og kystområder på strekningen Narvik-Kragerø. 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). De dominerende og mest alvorlige forurensninger utgjorde PCB og PAH og lokalt TBT. Gjennomgående var forekomstene av tungmetaller og olje forholdsvis moderate. Ut fra resultatene og med støtte i enkelte eldre data anbefales prioritering av supplerende undersøkelser i Stavanger, Ålesund, Kristiansund, Kragerø, Farsund, Sandnessjøen, Trondheim og Haugesund. Undersøkelsene her bør være kildeorienterte og omfatte undersøkelser av organismer. På sikt bør tilsvarende undersøkelser også gjennomføres i Egersund, Arendal, Florø, Mandal og Risør, men disse gis foreløpig lavere prioritet. Sedimentene i de 10 resterende havner var kun moderat eller lite forurenset.

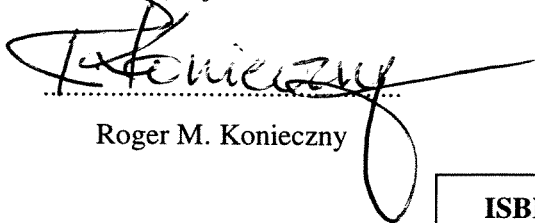
4 emneord, norske

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

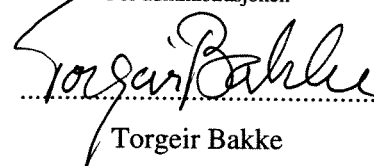
4 emneord, engelske

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

Prosjektleder


Roger M. Konieczny

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2780-6

Norsk institutt for vannforskning

O-93177

**SONDERENDE UNDERSØKELSE
I NORSKE HAVNER OG UTVALGTE KYSTOMRÅDER.
FASE 1:
Miljøgifter i sedimenter på strekningen
Narvik-Kragerø.**

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Roger M. Konieczny
Aud Helland
Anette Juliussen
Frank A. Kjellberg
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 1; strekningen Narvik havn - Kragerø havn ble oversendt Statens forurensningstilsyn (SFT) 29.06.1993.

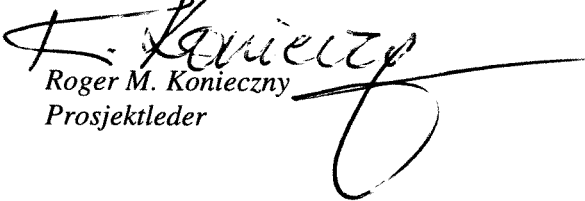
Det ble på bakgrunn av programforslaget gitt tilsagn på midler bevilget over statsbudsjettets kapittel 1441 post 71. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Per Erik Iversen. Selv om sonderende undersøkelser ikke er finansiert over overvåkingsbudsjettet, har SFT valgt å publisere rapporten innefor Statlig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

Prosjektleder ved NIVA har vært Roger M. Konieczny, som sammen med Aud Helland og Frank A. Kjellberg har stått for feltarbeidet.

Analysen er utført på hhv. Norsk Analyse Center (NAC), Unilab analyse A/S og NIVA, hvor følgende har vært ansvarlig for kvalitetssikring:

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

Oslo, den 9 juni, 1995


Roger M. Konieczny
Prosjektleder

Innhold

Forord	3
1. SAMMENDRAG	7
2. INNLEDNING	11
2.1. Bakgrunn.....	11
2.2. Målsetting	11
3. MATERIALE OG METODER	12
3.1. Feltarbeid.....	12
3.2. Analysemetodikk	13
3.3. Klassifisering av sedimenter.....	14
4. RESULTATER OG DISKUSJON	16
4.1. Narvik havn	16
4.1.1. Miljøgifter i sedimenter	16
4.1.2. Tidligere undersøkelser.....	17
4.1.3. Potensielle forurensningskilder	18
4.1.4. Tilstand og vurdering	18
4.2. Bodø havn.....	19
4.2.1. Miljøgifter i sedimenter	19
4.2.2. Potensielle forurensningskilder	20
4.2.3. Tilstand og vurdering	21
4.3. Sandnessjøen havn.....	21
4.3.1. Miljøgifter i sedimenter	21
4.3.2. Potensielle forurensningskilder	23
4.3.3. Tilstand og vurdering	23
4.4. Brønnøysund havn	24
4.4.1. Miljøgifter i sedimenter	24
4.4.2. Potensielle forurensningskilder	26
4.4.3. Tilstand og vurdering	26
4.5. Namsos havn.....	26
4.5.1. Miljøgifter i sedimenter	26
4.5.2. Tidligere undersøkelser.....	27
4.5.3. Potensielle forurensningskilder	28
4.5.4. Tilstand og vurdering	28
4.6. Trondheim havn.....	29
4.6.1. Miljøgifter i sedimenter	29
4.6.2. Tidligere undersøkelser.....	30
4.6.3. Potensielle forurensningskilder	31
4.6.4. Tilstand og vurdering	33
4.7. Kristiansund havn.....	34
4.7.1. Miljøgifter i sedimenter	34
4.7.2. Tidligere undersøkelser.....	35
4.7.3. Potensielle forurensningskilder	36
4.7.4. Tilstand og vurdering	36
4.8. Molde havn	37
4.8.1. Miljøgifter i sedimenter	37
4.8.2. Potensielle forurensningskilder	38
4.8.3. Tilstand og vurdering.....	38

4.9. Ålesund havn	39
4.9.1. Miljøgifter i sedimenter	39
4.9.2. Tidligere undersøkelser.....	40
4.9.3. Potensielle forurensningskilder	41
4.9.4. Tilstand og vurdering.....	41
4.10. Måløy havn	42
4.10.1. Miljøgifter i sedimenter	42
4.10.2. Potensielle forurensningskilder	43
4.10.3. Tilstand og vurdering.....	43
4.11. Bremanger-området	44
4.11.1. Miljøgifter i sedimenter	44
4.11.2. Tidligere undersøkelser.....	45
4.11.3. Potensielle forurensningskilder	45
4.11.4. Tilstand og vurdering.....	45
4.12. Florø havn.....	46
4.12.1. Miljøgifter i sedimenter	46
4.12.2. Potensielle forurensningskilder	47
4.12.3. Tilstand og vurdering.....	48
4.13. Haugesund havn.....	48
4.13.1. Miljøgifter i sedimenter	48
4.13.2. Tidligere undersøkelser.....	50
4.13.3. Potensielle forurensningskilder	51
4.13.4. Tilstand og vurdering.....	52
4.14. Sandnes havn	52
4.14.1. Miljøgifter i sedimenter	53
4.14.2. Tidligere undersøkelser.....	54
4.14.3. Potensielle forurensningskilder	55
4.14.4. Tilstand og vurdering.....	55
4.15. Stavanger havn.....	56
4.15.1. Miljøgifter i sedimenter	56
4.15.2. Tidligere undersøkelser.....	58
4.15.3. Potensielle forurensningskilder	58
4.15.4. Tilstand og vurdering.....	60
4.16. Egersund havn	60
4.16.1. Miljøgifter i sedimenter	61
4.16.2. Tidligere undersøkelser.....	62
4.16.3. Potensielle forurensningskilder	62
4.16.4. Tilstand og vurdering.....	64
4.17. Farsund havn.....	64
4.17.1. Miljøgifter i sedimenter	64
4.17.2. Tidligere undersøkelser.....	66
4.17.3. Potensielle forurensningskilder	66
4.17.4. Tilstand og vurdering.....	67
4.18. Mandal havn	68
4.18.1. Miljøgifter i sedimenter	68
4.18.2. Tidligere undersøkelser.....	70
4.18.3. Potensielle forurensningskilder	70
4.18.4. Tilstand og vurdering.....	70
4.19. Lillesand havn.....	71
4.19.1. Miljøgifter i sedimenter	71
4.19.2. Potensielle forurensningskilder	72
4.19.3. Tilstand og vurdering.....	73

4.20. Grimstad havn.....	73
4.20.1. Miljøgifter i sedimenter	73
4.20.2. Potensielle forurensningskilder	75
4.20.3. Tilstand og vurdering.....	75
4.21. Arendal havn.....	76
4.21.1. Miljøgifter i sedimenter	76
4.21.2. Tidligere undersøkelser.....	77
4.21.3. Potensielle forurensningskilder	78
4.21.4. Tilstand og vurdering.....	82
4.22. Risør havn.....	82
4.22.1. Miljøgifter i sedimenter	82
4.22.2. Potensielle forurensningskilder	84
4.22.3. Tilstand og vurdering.....	84
4.23. Kragerø havn	84
4.23.1. Miljøgifter i sedimenter	85
4.23.2. Potensielle forurensningskilder	86
4.23.3. Tilstand og vurdering.....	87
5. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER	87
5.1. Tungmetaller.....	87
5.2. TBT.....	88
5.3. PAH	88
5.4. PCB.....	95
5.5. DDT og andre klororganiske forbindelser.....	97
5.6. THC	97
6. LITTERATURHENVISNINGER.....	98
VEDLEGGSTABELLER.....	106
VEDLEGGFIGURER.....	122
VEDLEGG	147

1. SAMMENDRAG

Det er utført orienterende miljøgiftundersøkelser i overflatesedimenter (1-3 stasjoner og 0-2 cm sedimentnivå) i totalt 23 havner og kystområder fra Narvik i nord til Kragerø i sør. 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 polyklorete 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); dominerende av de tinn-organiske forbindelsene.
- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH); total PAH, sum KPAH (potensielle kreftfremkallende komponenter) og sum di- og heterosykliske forbindelser.
- Total mengde hydrokarboner (THC); uttrykker oljemengder eller summen av upolare forbindelser.

Resultatene ble sammenliknet med miljøgiftdata fra tidligere undersøkelser i området, der hvor dette forelå, for å styrke utsagnskraften i diskusjonen og de konklusjoner som ble trukket. Gjennomgående synes ikke metallinnholdet i overflatesedimentene langs kysten å dominere forurensningssituasjonen. Dog ble det på enkelte lokaliteter observert forhøyede konsentrasjoner for enkelte av metallene. Følgende 8 havner hadde samtidig markert forhøyede konsentrasjoner av Hg (> 3 mg/kg tørrvekt) og Cd (> 1 mg/kg tørrvekt), samt moderate forekomster av Cu, Zn og/eller Pb:

- Trondheim, Kristiansund, Ålesund, Florø, Haugesund, Stavanger, Egersund og Kragerø.

I følgende havner ble det registrert en mer moderat forurensningstilstand, det vil si kun forhøyede konsentrasjoner for 2-4 av de nevnte metallene:

- Sandnessjøen, Mandal, Arendal og Risør.

Andre undersøkte metaller viste kun ubetydelige forekomster og de resterende 11 lokalitetene hadde liten eller ingen tungmetallforurensning i overflatesedimentene. Basert på dette knyttes derfor metallforurensningen i de 12 nevnte havner til tilførsler hovedsakelig fra aktiviteter relatert til lokal skipsindustri (verft, slipper, båtbyggerier, huggerier, sandblåsing etc.). I tillegg antas det at den generelle havnetrafikken i områdene bidrar til forurensningen. Dette utelukker ikke forurensningstilførsler som følge av avrenning fra forurenset grunn, utslipp fra annen industri eller kommunal kloakk, men slike tilførsler er trolig av underordnet betydning.

Forekomstene av TBT i et utvalg av sedimentprøver og som knyttes til skipsverft og trafikk, viste god samvariasjon med metallene. I totalt 8 av de 12 havnene ble det registrert markerte til meget høye konsentrasjoner (> 30 μ g/kg tørrvekt). Høyest lå Sandnessjøen og Haugesund havn med hhv. 2.6 mg/kg og 1.3 mg/kg tørrvekt. For de resterende 4 havner av de 12, var TBT-konsentrasjonene kun moderate i Florø og Arendal, mens analysen ikke ble utført i Ålesund og Risør.

Til dette bemerkes at det parallelt til undersøkelsen ble målt svært høyt innhold av TBT i blåskjell fra Ålesund og at sedimentnivåene i trafikkerte områder som Sandnes og Grimstad var av samme størrelsesorden som i Florø og Arendal. Resterende havner hadde TBT-forekomster omkring antatte normalnivåer.

En av de klart dominerende forurensningene i de undersøkte havnesedimentene var forekomstene av PAH. Konsentrasjonene av total PAH ble målt i intervallet fra ca. 0.1 mg/kg til 550 mg/kg tørrvekt. Følgende havner hadde høye sedimentkonsentrasjoner; Sandnessjøen, Florø, Haugesund, Stavanger, Egersund, Lillesand, Risør (forurensningsgrad 4) og Trondheim, Kristiansund, Ålesund, Farsund, Grimstad, Arendal, Kragerø (forurensningsgrad 5).

For omkring 80% av prøvene hadde forekomstene et forbrenningsavledet opphav. Grunnet de mange typer PAH-kilder som eksisterer i tilknytning til havnene var det da også variasjoner i sammensetningene. Ut fra profiler basert på de enkelte prøvers dominerende PAH-forbindelser kan det antydes en viss kildetilknytning, men en rask og kontinuerlig omdanning i det marine miljø gjør tilknytningene noe usikre. Også transport og oppholdstid er sentrale forhold som kompliserer bildet. Disse fenomener ga i noen tilfeller utslag i at prøver fra samme havn antydte til dels ulikt opphav til PAH-forekomsten.

Dog synes det likevel som om havner med dominerende innslag av forbrenningsrelatert PAH kan deles i to kategorier. Havner eller prøver som inneholder kun forbrenningsrester og de som inneholder forbrenningsrester, samt er varierende innslag av uforbrent materiale f. eks. kull og koks. Det ser ut som om innholdet og tilstedeværelse av fenantren skiller de to kategoriene og mulig indikerer størrelsen på innslaget av kull. Først nevnte kategori kan om mulig også deles på bakgrunn av tilstedeværelse av benzo(a)anthracen. Totalt sett utelukker ikke dette at forbrenning av kull i tidligere tider kan være en av kildene også i de andre havnene. Innslag av kullpartikler i sedimentene kan f. eks. knyttes til lasting, lossing og lagring av kull og koks i havneområdene.

Det finnes data om sammensetninger av ulike PAH-holdig materiale, men ofte er dataene lite entydige. Som eksempel kan nevnes at hovedbestanddelene i tjærelignende produkter som kreosot, anthracenolje og bek er anthracen og benzo(a)anthracen. Kreosot og bek er hhv. tungoljefraksjonen og restproduktet ved destillasjon av steinkulltjære og begge har hatt stor anvendelse i Norge (aluminiumsindustri, asfaltproduksjon, impregnering etc.). Steinkulltjæren var i sin tid et biprodukt fra anvendelsen av anthracenkull (steinkull) ved de mange gassverkene som fantes i byene langs kysten. Ut fra dette og den noe særegne sammensetningen av PAH-forekomsten fra Kristiansund havn antas det at sedimentene her var forurenset av et slikt tjærelignende produkt. Sammenlikning mellom sedimentprøver og definerte kildeprøver antyder at også forekomstene lokalt i Narvik, Namsos og Stavanger havn har tilnærmet samme opprinnelse. PAH-forekomsten i Bremanger-området var liten, svært atypisk og tilskrives mulig langtransport fra Norgulen. Utover det ovennevnte var det også andre påfallende trekk ved PAH-forekomstene.

Begge stasjonene i Arendal og Farsund ble gruppert sammen, har samtidig import av koks, bek og det behandles PAH-holdig katodemateriale i nærområdet. En av prøvene fra bl.a. Narvik, Namsos og Stavanger (jfr. over) falt inn i samme gruppering. Dersom dette er en reell sammenheng kan det bety at de forbrenningsrelaterte PAH-forekomstene i bl. a. Brønnøysund, Molde, samt lokalt i en del andre havner kan være knyttet til samme opphav. Videre ble alle prøver fra hhv. Bodø, Trondheim, Sandnes, Mandal, Grimstad og Kragerø gruppert sammen innenfor klart forbrenningsrelatert PAH, noe som kan tyde på en ensartet dominerende tilførselskilde. Enkeltp prøvene fra Ålesund, Måløy og Haugesund havn ble knyttet til sistnevnte gruppe.

Den totalt sett mest alvorlige forurensningen i havnesedimentene langs kysten var innholdet av persistente klororganiske forbindelser, med dominerende forekomst av PCB. Fra de beregnede total PCB-konsentrasjonene indikerte sedimentene i Stavanger, Ålesund og Kragerø forurensningsgrad 5, dvs. meget sterk forurensning eller mer enn 300 µg/kg tørrvekt. I følgende havner ble det registrert forurensningsgrad 4; Sandnessjøen, Trondheim, Kristiansund, Haugesund, Farsund og Arendal. Resterende havner kunne klassifiseres til forurensningsgrad 1-3, hvorav 4 havnene hadde ubetydelig PCB-forurensning. I Namsos og Bremanger ble det ikke funnet PCB.

Ut fra profilene tyder kongener-sammensetningen i PCB-forekomsten på at det er kommersielle PCB-blandinger tilsvarende typen Aroclor 1260 som har vært mest brukt. Innslag av denne høyklorerte varianten forekom i 18 av de 23 havnene. I halvparten av disse opptrådte Aroclor 1260 alene trolig fra en kilde, men utelukker ikke automatisk flere tilførselskilder. I andre tilfeller var det samtidig også innslag av den noe lavere klorerte typen Aroclor 1254. Dette forhold kan derimot heller skyldes flere kilder, selv om ofte begge blandingene forekommer sammen i ulike produkter.

Lavklorerte varianter som tilsvarende Aroclor 1242 og 1248 ble observert i Sandnessjøen, Farsund, Mandal, Lillesand og Grimstad havn, og i tilfelle Brønnøysund, en svært høyklorert type Aroclor 1262 eller 1268. Det er foreløpig vanskelig å knytte forekomstene til distinkte opphav, da et produkt i mange tilfeller kan inneholde, en eller kombinasjonen av flere, av de kommersielle variantene. En enkelt potensiell forurensner kan også over tid ha anvendt ulike merker av samme produkt eller skiftet PCB-holdig produkt. Typisk anvendelse av PCB er i elektriske transformatorer, kondensatorer, hydrauliske væsker, skjæreoljer, smøreoljer, vakuumpumper, varmevekslere, flammeretardenter, mykgjørere for resiner, plast, gummi, tilsetningsstoffer i maling, voks, fugemasse, betong mm. Det antas derfor at PCB-forekomstene i de fleste havnene hovedsakelig representerer summen av flere typer tilførsler, men at det i enkelte tilfeller likevel skyldes en kilde.

Det ble funnet spor av DDT i tilnærmet alle havner fra Trondheim og sydover. Høyeste enkelt konsentrasjon ble observert i Ålesund havn med omkring 24 µg/kg tørrvekt. Det var ellers små variasjoner i konsentrasjonene og det beregnede gjennomsnitt var på ca. 4 µg/kg tørrvekt. Ut fra dette og forekomstene i enkelte ellers forholdsvis uforurensede områder i undersøkelsen, er det grunnlag for å revurdere det foreslåtte normalnivået for DDT i sedimenter på 0.5µg/kg tørrvekt som ble brukt i undersøkelsen. Det synes som om forekomstene utelukkende er knyttet til Sør-Norge dvs. sør for Nord-Trøndelag og at ca. 2.5 ± 0.5 µgDDT/kg tørrvekt foreløpig er et riktigere bakgrunnsnivå. Antagelsen understøttes av senere års observasjoner i flere andre marine områder langs kysten (jfr. Konieczny 1994a, 1994b, Konieczny og Juliussen 1994, Konieczny et al. 1993, JMP 1994/95 upubliserte data). Dog forekommer det enkeltobservasjoner for DDT i nordområdene, noe som f. eks. kan tilskrives langtransporterte forurensninger.

Av andre klororganiske forbindelser var det ingen særlig fremtredende forekomster og konsentrasjonene representerte omkring 1-6 ganger overkonsentrasjoner i forhold til bakgrunnsnivåer for marine sedimenter. Ut over dette påpekes en spesiell observasjon knyttet til forekomsten av 5CB, HCB og OCS. I to tilfeller, nemlig i Risør og Kragerø havn opptrer alle tre samtidig i en prøve og forekomstene er sammenfallende med uvanlig høye verdier av 10CB (PCB #209). En slik observasjon er ellers til nå kun gjort innenfor Grenlandsområdet.

Forekomstene av oljehydrokarboner var forholdsvis moderat og sannsynligvis ikke noen steder unormalt for havnebassenger. Unntaksvis ble det målt omkring 1100-1200 mgTHC/kg tørrvekt lokalt i Trondheim og Kristiansund havn. Slike konsentrasjoner anses å overskride et akseptabelt nivå og toleransegrensen for enkelte f. eks. bunnlevende organismer.

På bakgrunn av de resultater som fremkom i undersøkelsen anbefales det en prioritert rekkefølge av de undersøkte lokalitetene mht. oppfølgende undersøkelser. I noen særtilfeller er det foretatt en skjønnsmessig vurdering av supplerende data fra andre undersøkelser. Dersom det ble valgt å vektlegge dataene er også disse inkludert i prioriteringsgrunnlaget og havnene merket (*). Det må bemerkes til anbefalingene at datagrunnlaget for enkelte havner fortsatt er begrenset, men likevel tilstrekkelig til å nedprioritere enkelte områder.

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

Videre kildeorientert kartlegging av sedimenter og effekter på organismer må gjennomføres mhp. grunnlag for opprydningstiltak og innføring av kostholdsråd:

Stavanger, Ålesund (*), Kristiansund, Kragerø, Farsund (*), Sandnessjøen, Trondheim og Haugesund havn.

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

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

Egersund, Arendal (*), Florø, Mandal og Risør havn.

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

Videre kartlegging av sedimenter kan vurderes:

Narvik (*), Sandnes, Lillesand og Grimstad havn.

4. prioritet - Liten eller ubetydelig forurensning av miljøgifter.

Videre undersøkelser synes foreløpig ikke nødvendig:

Bodø, Brønnøysund, Namsos, Molde, Måløy havn, samt Bremanger-området.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn

Det er utarbeidet en statusrapport over miljøgiftsituasjonen i forurensede marine sedimenter i Norge (Konieczny 1994b) i forbindelse med "*Handlingsplanen for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter*". I denne rapporten ble det konstatert at miljøgiftdata i mange områder mangler eller var mangelfulle og det var et klart behov for å supplere dette datagrunnlaget, spesielt i de fleste 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 (Konieczny 1994a), Indre Drammensfjord med Drammen havn (Konieczny 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. Rapporten omhandler kun den orienterende kartlegging av bunnsedimenter.

Som et supplement til undersøkelsen av sedimentene ble det også samlet inn blåskjell (*Mytilus edulis* L.) og purpursnegl (*Nucella lapillus* L.) for senere undersøkelser mht. innhold og effekter av bl. a. PCB (polyklorerte bifenyl) og TBT (tributyltinn).

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 potensielle 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. Hvilke typer tiltak som velges og hvilke som eventuelt skal iverksettes kan først avgjøres senere.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Feltarbeid

Innsamlingen av prøvematerialet (sedimenter og organismer) ble gjennomført med M/S "Stril Guard" og personell fra NIVA med start i Bodø den 25. august og avsluttet i Oslo den 15. september (vedlegg 6). Tøktet ble koordinert med den årlige innsamling av biologisk materiale til Joint Monitoring Programme (Green 1993).

Det ble under feltarbeidet også samlet sedimenter knyttet til andre prosjekter bl. a. Grønnfjorden, Lista, Kristiansandsfjorden Drammensfjorden, Aspevågen (Ålesund havn) og Dusavika (Stavanger havn), men uten at dette kom i konflikt med undersøkelsen (vedlegg 6). Resultater fra de andre undersøkelsene er delvis rapportert andre steder (jfr. Helland 1993b, 1994, Konieczny et al. 1994) og materialet fra de to sistnevnte lokaliteter ble inkludert i de sonderende undersøkelsene.

Valget av lokaliteter som skulle inngå i undersøkelsen var gjort på forhånd, men omfanget av prøvetakingen (antall prøvestasjoner, sedimentnivåer, plassering mm.) ble avgjort skjønsmessig underveis. Dette var avhengig av lokalitetens størrelse, potensielle forurensningskilder, lokal hydrografi, bunnsedimentenes tilgjengelighet og beskaffenhet. Det ble antatt at en dekning på 2-4 strategisk plasserte stasjoner på hver lokalitet normalt skulle være tilstrekkelige i en orienterende undersøkelse. Hver havnelokalitet ble gitt en unik navnekode på tre bokstaver og stasjonene nummerert fortløpende med to siffer (jfr. vedleggstabell 1-2, vedleggsfigur 1-23). Det er tiltenkt at det i eventuelle oppfølgende undersøkelser benyttes samme koding.

Det ble primært samlet 4 parallelle sedimentkjerner på hver stasjon med en tradisjonell kjerneprøvetaker (Niemistö 1974). Etter at sedimentkjernene kom ombord ble alle lengdemålt og gitt en visuell sedimentologisk beskrivelse (vedleggstabell 2). Hver enkelt kerne ble deretter snittet i nivået 0-2 cm, hvorav 3 snitt ble samlet i en blandprøve (prøve A) på egnet spesialrenset glass for analyse. Det resterende snittet ble behandlet på tilsvarende måte, men holdt separat (prøve B). På enkelte stasjon (jfr. vedleggstabell 2) ble sedimentsnitt fra flere nivåer med mulige forurensninger tatt vare på for senere analyser.

Enkelte stasjoner lot seg ikke prøveta med kjerneprøvetaker normalt pga. sedimentenes beskaffenhet (uvanlig grove, harde eller bløte sedimenter), slik at en kortarmet Van Veen grabb (jfr. Tait 1978) ble benyttet for innhenting av nødvendig prøvemateriale. Det ble deretter tatt ut ønskede sedimentnivåer av materialet i grabben med en stålspatel eller håndcorer av plexiglass. Ulempene med metoden er at i enkelte tilfeller (svært bløte sedimenter) kan deler av den fineste sedimentfraksjonen gå tapt og at sedimentene i grabbprøvene vanligvis ikke lar seg beskrive dypere enn 10-15 cm (maksimalt 30 cm). 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 vanndypet 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 (Ballschmitter et al. 1989). De 7 kongener omfatter PCB IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 (Ballschmitter og Zell 1980, Ballschmitter et al. 1989, Ahlborg et al. 1992). Summen av disse blir i det følgende angitt som sum PCB-7 (angitt 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 dekalorlobifenyl). 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 Klungsoyr 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 1/2 dg som sannsynlig konsentrasjon i videre beregninger (jfr. Clarke 1994).

Analysemetodikk for polysykliske 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 samleggruppen "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 20 stasjoner 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 opparbeidelse 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 fordelt på laboratoriene. Det må også bemerkes at i et par tilfeller var det ikke tilstrekkelig prøvemateriale igjen for fullstendig prøveprogram. Dette blir påpekt i hvert enkelt tilfelle under omtalen av resultatene (kapittel 4).

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 skjønsmessige 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
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

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. 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 Thélin 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

Tabell 2 viser grenseverdiene for angivelse av tilstandsklasser og forurensningsgrad. Ved klassifisering av tilstand skiller 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).

4. RESULTATER OG DISKUSJON

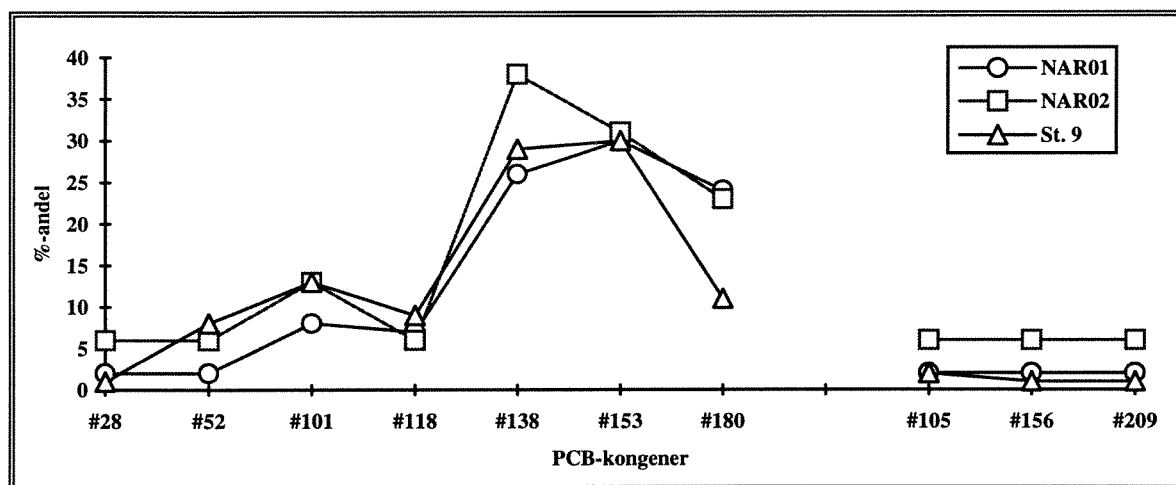
4.1. Narvik havn

Narvik havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 1. Det ble samlet sedimenter fra tre stasjoner, hvorav to overflateprøver (0-2 cm) ble benyttet til analyser. NAR01 ble tatt i innløpet til havna og NAR02 i området utenfor kaianlegget til LKAB as. NAR03 ble plassert i området ved Fagernes. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.1.1. Miljøgifter i sedimenter

Konsentrasjonene av tungmetaller i overflatesedimentene var lave og gjennomgående under de antatte bakgrunnsnivåer. Unntaket var Cu som viste hhv. 1.5 og 4 ganger overkonsentrasjon og Pb med svakt forhøyede verdier (vedlegg 1). Høyeste verdi for Cu og Pb ble målt i prøven NAR02 utenfor kaianlegget (LKAB).

Forekomsten av total PCB var også liten, med 8-21 µg/kg tørrvekt eller maksimalt 4 ganger overkonsentrasjon i innløpet til havna (vedlegg 2). Til tross for usikkerheter ved så lave konsentrasjoner, var PCB-profilene like og antyder tilstedeværelse av høyklorert PCB (figur 1). Vesentlig hekso- og heptaklorerte kongener er typisk for Aroclor 1260 (Jones 1988). Andre klororganiske komponenter ble ikke registrert over deteksjonsgrensen for enkeltkomponenter (dg = 0.5 µg/kg tørrvekt).

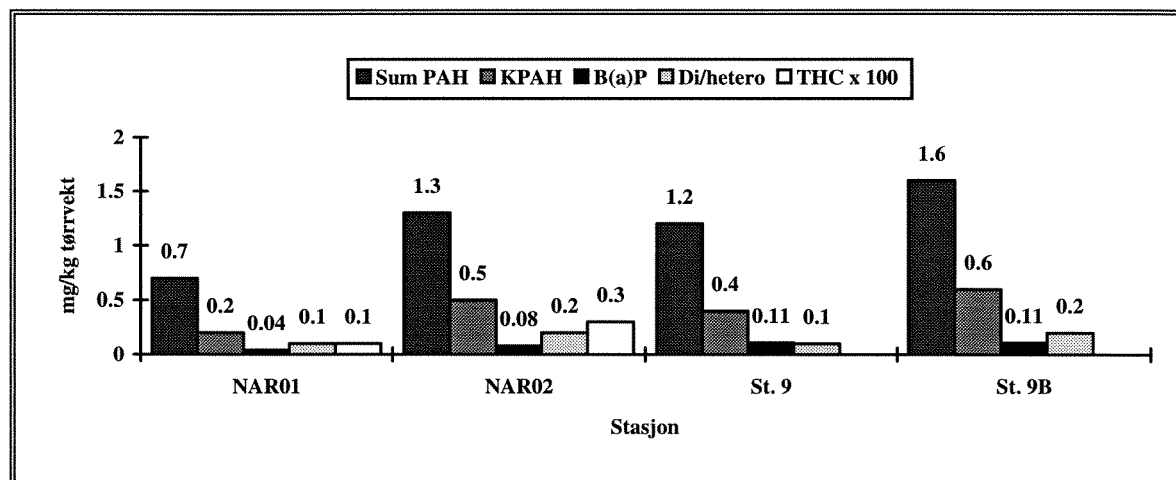


Figur 1. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Narvik havn 1993. St. 9 er fra Larsen et al. 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260.

PAH-konsentrasjonene var også relativt lave, fra 0.7-1.3 mg/kg tørrvekt for sum PAH og med fluoranten som den dominerende forbindelsen (vedlegg 3). KPAH-andelene var i overkant av 30%, med ca. 6% benzo(a)pyren, noe som vanligvis tyder på forbrenningsavledet opphav til PAH (figur 2). Andelen di-/heterosykliske forbindelser var moderat og på 13% i begge prøver, noe som peker i retning av at deler av PAH-forekomsten stammer fra uforbrent materiale som kull, koks e.l.

Høye andeler av di- og heterosykliske komponenter finnes ofte i oljepåvirkede PAH-forekomster, men tolkes altså her som "flyktige komponenter" i kull. Forholdet understøttes også av de lave konsentrasjonene av olje som ble funnet i sedimentene dvs. fra 11-30 mgTHC/kg tørrvekt (vedlegg 5). Nivåene representerer kun omkring 1-3 ganger normalnivåer (figur 2).

Det ble ikke registrert TBT-konsentrasjon over deteksjonsgrensen ($dg = 5\mu\text{g}/\text{kg}$) i den prøven som ble analysert (vedlegg 4).



Figur 2. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Narvik havn, 1992-1993. Supplerende data fra Larsen et al. 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

4.1.2. Tidligere undersøkelser

Tidligere undersøkelser av miljøgifter i sedimenter fra Narvik havn begrenser seg til noen få prøver. I en resipientundersøkelse ble en stasjon (st. 9, 0-2 cm) lagt til selve havnebassenget (Larsen et al. 1993). Både tungmetallinnholdet og konsentrasjoner av PCB (høyklorert) og PAH (forbrenningsavledet) var i samsvar med ovennevnte observasjoner (figur 1 og 2). Det ble i tillegg registrert $0.6\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt av sum DDT som er like over foreslått bakgrunnsnivå (tabell 1).

Data fra en nyere undersøkelse vertikalt i sedimentene på 6 stasjoner i travers langs LKAB's kaiområde og utover mot utløpet av havnen (totalt 13 prøver, nivå 0-15 cm) viste langt høyere miljøgiftkonsentrasjoner enn tidligere påvist (SFT 1994 upubliserte data). Mest markert var forekomstene av Hg på $15\text{ mg}/\text{kg}$ tørrvekt og PAH på $69\text{ mg}/\text{kg}$ tørrvekt, som tilsvarer hhv. 100 og 230 ganger overkonsentrasjon. PCB-konsentrasjonene var også klart forhøyet og lå mellom $30\mu\text{g}/\text{kg}$ og $110\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt, mens innslaget av olje var på $37\text{-}622\text{ mgTHC}/\text{kg}$ tørt sediment.

Det er imidlertid noe usikkerhet forbundet med disse dataene, da eksakt lokalisering av stasjoner, anvendt analysemetodikk og selve rådataene ikke har vært tilgjengelig. Det kan av den grunn ikke trekkes direkte sammenlikninger med øvrige data. Men disse data kan oppfattes dit hen at betydelige mengder miljøgifter i omløp og kan påtreffes lokalt i Narvik havn og de tilstøtende vannmasser.

4.1.3. Potensielle forurensningskilder

Det finnes få klare miljøgiftkilder i Narvik-området og dette er trolig årsaken til at Narvik havn er relativt lite forurenset. Dog kan det påtreffes høye konsentrasjoner for enkelte komponenter lokalt. Mulige forurensningskilder i området begrenser seg til f. eks. 5 bunkrings-/tankanlegg, 2 mekaniske verksteder og 2 kommunale fyllinger. I selve havneområdet finnes også en småbåthavn og oljekaianlegg ved Storstein og Litlekleivhamaren. Kun LKAB's industrifylling grenser direkte til havnebassenget (jfr. vedleggsfigur 1). Fra LKAB's kaiområder sentralt i havnen foregår det utskipning av malm og til driften er knyttet et av de mekaniske verkstedene. Et potensielt problem i denne forbindelse kan være utslipp av ballastvann fra ankomne lasteskip (Larsen et al. 1993). I nærheten, men uten direkte kontakt med havnen ligger NSB's mekaniske verksted. Det ligger også flere skipsvrak i havnebassenget. Havnemyndighetene mener at det fortsatt er et problem med utslipp av kloakk i området.

Nord for byen ved Vassvik finnes en kai for tankskip med tilhørende tankanlegg. Til område er det knyttet en større båtslipp, mekanisk verksted og en småbåthavn. Vest for dette ligger gamle og nye Einarvika kommunale fyllplass, som ble benyttet hhv. 1950-1966 og 1966-1982 (NGU 1990g). Her kan det være iblandet spesialavfall med avrenning mot sjø. Byen har også kortbaneflyplass med hangar (Norges sjøkartverk 1986).

4.1.4. Tilstand og vurdering

Både eldre og nyere resultater tyder på at forurensningstilstanden i Narvik havn og tilstøtende områder generelt sett er moderate (forurensningsgrad 2). Alternativt kan det tenkes at havneområdet er diffust belastet, men at omsetning i resipienten god (vannutskiftning, strøm, transport, nedbrytning, e.l.). Ut fra enkeltregistreringer kan likevel forurensningsgraden svært lokalt noe usikkert karakteriseres som markert til meget sterk (forurensningsgrad 3-5), basert på overflatesedimentenes innhold av enkeltmetaller og organiske forbindelser (tabell 3).

Tabell 3. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Narvik havn, 1992-1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Narvik havn														
Denne undersøkelsen	1	1	2	3	1	1	1	2	2	1	1	2	1	2
Narvik-området														
Larsen et al. 1993	1	2	2	2	2	-	-	-	2	2	1	2	-	-
"Hot spot"-område SFT upubl. data.	5	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	5	-	3

Svake overkonsentrasjoner av Cu og Pb kan trolig knyttes til skipstrafikk, selv om TBT-konsentrasjonen ikke understøtter dette. Tilstedeværende PCB og DDT i små mengder antyder langtransporterte forurensninger og ingen lokal kilde (jfr. også Larsen et al. 1993). Innholdet av PAH tilsier små lokale tilførsler av forbrenningsrester og f. eks. uforbrente kullpartikler. Mengden THC peker i retning av begrenset tilførsel av oljehydrokarboner til havnen. Dette til tross for høye konsentrasjoner av olje/diesel (9000 mg/kg tørrvekt) målt i forurenset grunn i havna (Noteby 1993a).

Dog bør det bemerkes at de noe usikre observasjonene av høyt miljøgiftinnhold (Hg, PCB, PAH) langs LKAB's område kan indikere en lokal "hot spot" som ikke er typisk for havnebassenget. Sammenliknet med andre havner langs kysten synes det foreløpig ikke nødvendig å prioritere utvidede sedimentundersøkelser i Narvik havn. På sikt kan det være aktuelt å verifisere "hot spot"-lokaliteten, samt undersøke områder nord for byen nærmere.

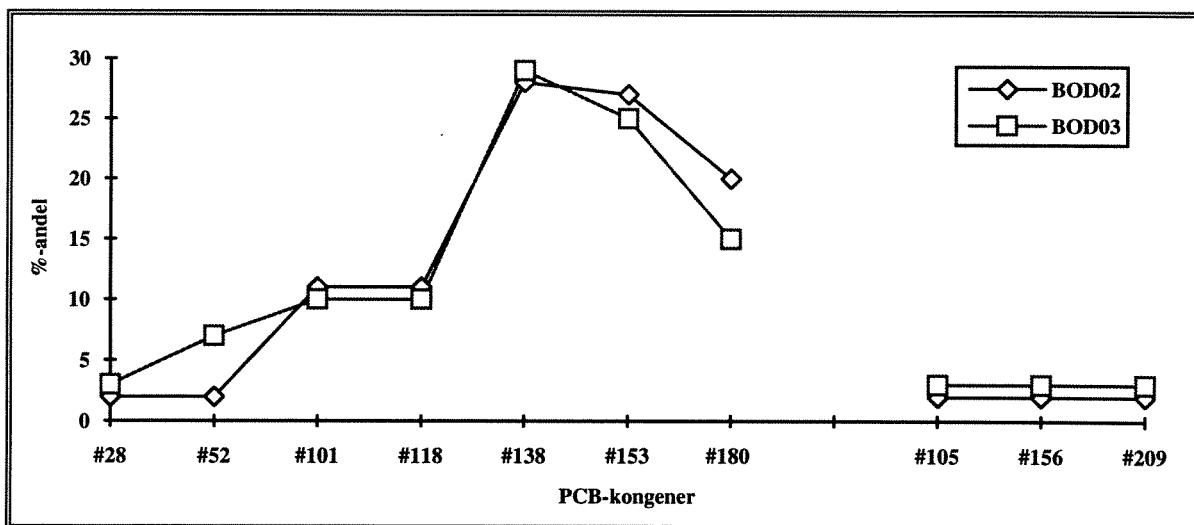
4.2. Bodø havn

Bodø havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 2. Det ble samlet sedimenter fra tre stasjoner hvorav to overflateprøver (0-2 cm) fra lokaliteten ble analysert. Stasjon BOD02 ble plassert i innløpet til selve havna og BOD03 innerst i indre havn. BOD01 fra det ytre havneområdet ble nedprioritert. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.2.1. Miljøgifter i sedimenter

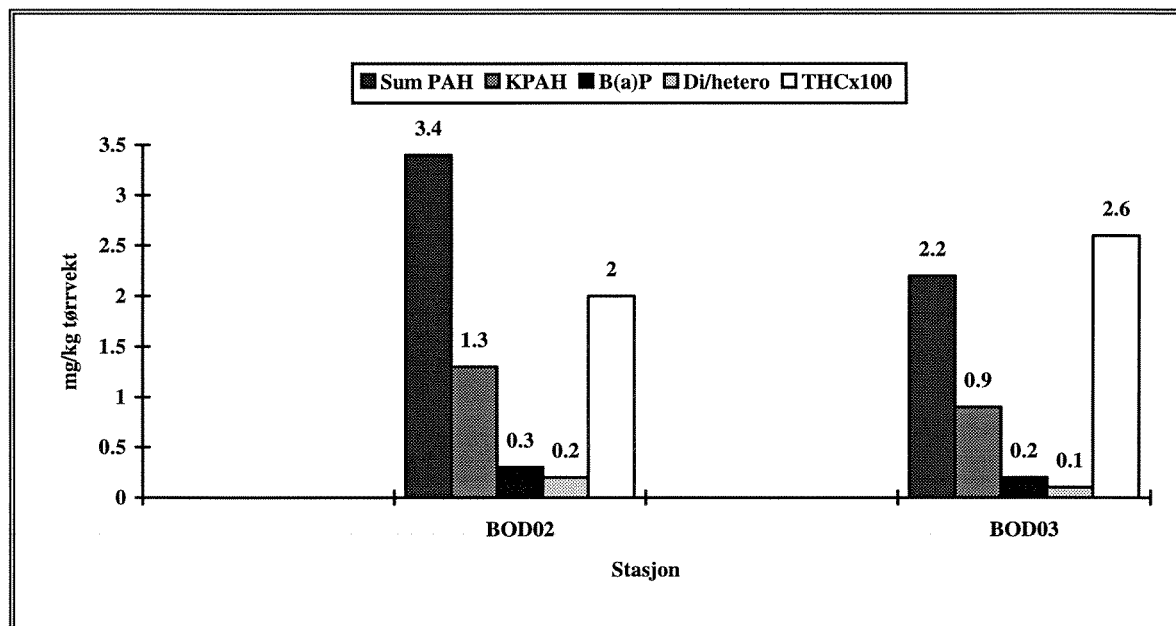
Konsentrasjonene av tungmetaller i overflatesedimentene var relativt lave dvs. stort sett like i overkant av de antatte bakgrunnsnivåer (tilsvarende nedre del av tilstandsklasse 2 i tabell 1). Unntatt fra dette var forekomsten av Hg med ca. 0.4 mg/kg tørrvekt i begge prøver, noe som representerer 2-3 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 1).

PCB-konsentrasjonene var også relativt sett lave og lå for beregnet total PCB på 14 og 24 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Disse nivåene tilsier maksimalt 5 ganger bakgrunnsnivået. Til tross for lave konsentrasjoner var PCB-profilene like (figur 3) og antydte noe usikkert tilstedeværelse av høyklorert PCB (dominerende heksaklorerte kongener). Dette er typisk for Aroclor 1260 som er brukt i f. eks. transformatoroljer (Hutzinger et al. 1974, Jones 1988). Det ble målt en svakt forhøyet forekomst av HCB (0.6 µg/kg tørrvekt) i BOD03, men utover dette ble ikke registrert persistente klororganiske forbindelser over deteksjonsgrensen (dg = 0.5 µg/kg tørrvekt).



Figur 3. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Bodø havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Forekomsten av PAH i Bodø havn var markerte og lå i de to prøvene på mellom 2.2 og 3.4 mg/kg tørrvekt for sum PAH og var dominert av fluoranten og benzo(b)fluoranten (vedlegg 3). Konsentrasjonene tilsvarte overkonsentrasjoner på 7-11 ganger normalnivået og av dette utgjorde KPAH andeler på hhv. 38% og 40%. Benzo(a)pyren alene utgjorde 7-8% av sum PAH. Innslaget av di-/heterosykliske forbindelser var på 5-6% og samlet tyder sammensetningen på forbrenningsavledet opphav (figur 4).



Figur 4. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Bodø havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

THC-innholdet i sedimentene var fra 204-264 mg/kg tørrvekt (vedlegg 5) og slike overkonsentrasjoner på 20-25 ganger er ikke uvanlig i trafikkerte havneområder med f. eks. bunkrings- og tankanlegg. Konsentrasjonene av TBT var på 5 µg/kg tørrvekt i begge prøver og tilsvarer kun verdier like over det foreslåtte bakgrunnsnivået (tabell 1 og vedlegg 4).

Det foreligger ingen kjente eldre data for miljøgifter i sedimenter fra Bodø havneområde.

4.2.2. Potensielle forurensningskilder

Det finnes ingen åpenbare punktkilder i nærområdet til Bodø havn, men en kommunale fyllingen innenfor småbåthavnen (benyttet i perioden 1925-1955) kan tenkes å inneholde spesialavfall (NGU 1990g). Rundt havnen og hovedsakelig på Burøya ligger bl.a. 3 tankanlegg (hvorav et nord for havnen i Kvalvika), 3 mekaniske verksteder, en sildeoljefabrikk, en sjøflyhavn og en rekke båtslipper av varierende størrelse. Havna er til dels sterkt trafikkert og det foregår dessuten transport av olje, koks og kull over kai (Norges sjøkartverk 1986).

De samlede aktiviteter og virksomhetene i hele Burøy-området kan potensielt forårsake diffuse forurensningstilførsler, selv om undersøkelsen tyder på at dette forholdet nok er begrenset.

4.2.3. Tilstand og vurdering

Resultatene fra undersøkelsen tyder på at forurensningstilførslene til Bodø havn og tilstøtende områder er relativt små og at det foregår en transport og spredning i resipienten via strøm og vannutskiftning. Det har også forekommet mudring i havneområdet de senere år. Ut fra den generelle forekomsten av miljøgifter kan forurensningstilstanden karakteriseres som moderat til markert. Dette tilsvarer forurensningsgrad 2-3 (tabell 4).

Det ble observert en svak overkonsentrasjon for alle metallene som trolig knyttes til summen av tilførsler fra kloakk, skipsverksteder og båtslipper. TBT-konsentrasjonen reflekterte ingen belastning. Tilstedeværende PCB i små mengder antyder som for Narvik havn mulig langtransporterte forurensninger og neppe noen lokal kilde. Sedimentenes innhold av PAH tilsier moderate lokale tilførsler av forbrenningsrester. Mengden THC og liten andel av oljerelatert PAH understøtter opphavet til PAH og peker samtidig i retning av begrenset tilførsel av oljehydrokarboner til havnen.

Tabell 4. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Bodø havn, 1993.

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

Sammenliknet med andre havner langs kysten synes det foreløpig ikke nødvendig å prioritere utvidede sedimentundersøkelser i Bodø havn. Men det bør tas i betraktning at Bodøområdet ikke tidligere er undersøkt og at det kun foreligger få observasjoner i sedimentene. På sikt kan det være aktuelt å undersøke sedimentene i og utenfor havneområdet noe nærmere. Spesielt vil dette være nødvendig dersom mudringsaktiviteten skal opprettholdes.

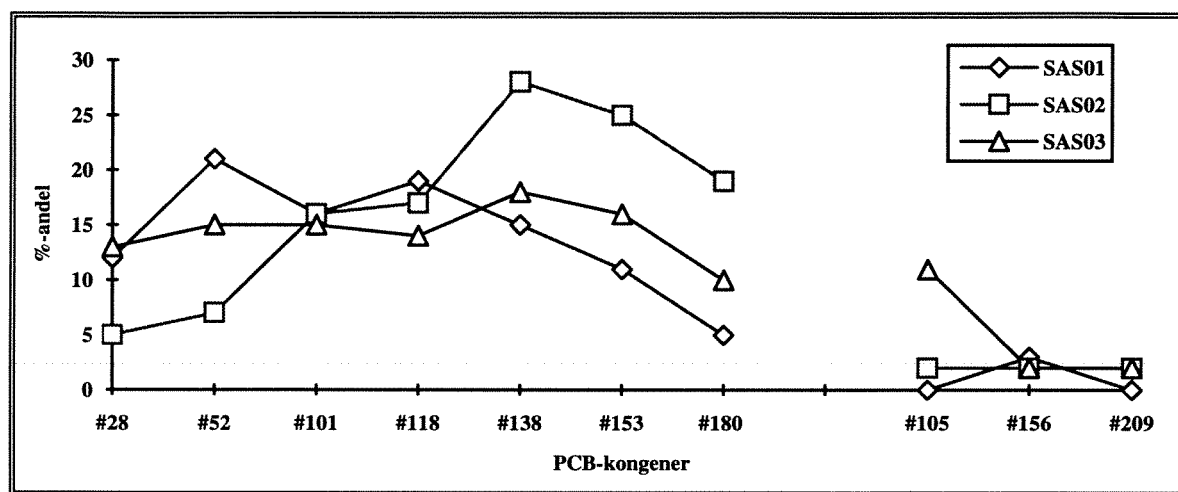
4.3. Sandnessjøen havn

Sandnessjøen havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 3. Det ble analysert tre overflateprøver (0-2 cm) fra området, en fra Sandnesvågen utenfor skipshuggeriet Høvding as. (SAS01), en i ytterst i hovedhavnen ved hurtigrutekaia (SAS02) og en innerst i havna ved båtslippene (SAS03). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.3.1. Miljøgifter i sedimenter

Konsentrasjonene av tungmetaller var generelt lave, men med markerte lokale enkeltforekomster. Mest fremtredende var konsentrasjonene av Hg som på de tre stasjonene lå fra 0.3-1.17 mg/kg tørrvekt eller maksimalt omkring 8 ganger over antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 1). Også Pb og Cu ble registrert i overkonsentrasjoner, hhv. maksimalt 4 og 6 ganger bakgrunnsnivåene. Resterende undersøkte metaller opptrådte kun med konsentrasjoner omkring normalnivåer.

Forekomstene av PCB var noe varierende og har trolig sin årsak i sedimentenes beskaffenhet. I hovedhavnen hvor sedimentene var svært sandige ble det målt omkring 20-25 µg/kg tørrvekt, tilsvarende 4-5 ganger overkonsentrasjon. Innerst i Sandnesvågen hvor sedimentene var bløte og hadde et høyt organisk innhold ble det målt total PCB på 239 µg/kg tørrvekt eller nærmere 50 ganger antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 2). Sammensetningen i PCB-profilene var svært varierende, og det kan antydes 3 mulige typer PCB som alle har hatt en bred anvendelse. En høyklorert variant (dominert av hekso- og heptaklorete kongener tilsvarende Aroclor 1260) ble funnet på stasjon SAS02 i ytre havn. Aroclor 1260 anvendes i dag f. eks. i transformatorer. På de to innerste stasjonene var profilen flatere og vesentlig mer lavklorert (tri-, tetra- og pentaklorert), spesielt SAS01 (figur 5). Dette tyder trolig på en blanding av Aroclor 1248 og 1254, typisk anvendt f. eks. i tilsetningsstoffer i plast, vakuumpumper og hydrauliske væsker (Hutzinger et al. 1974).

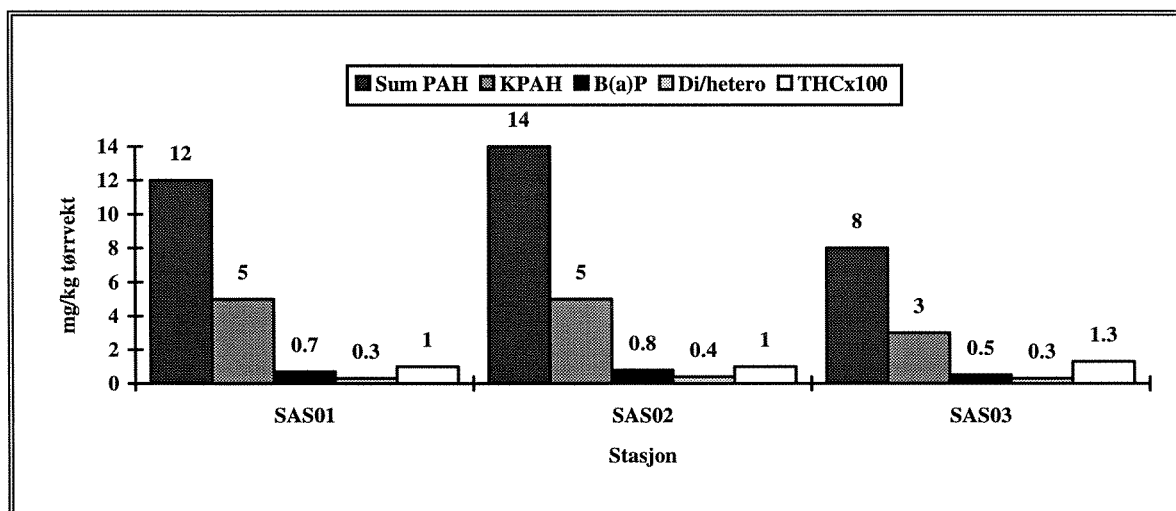


Figur 5. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandnessjøen havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av både Aroclor 1248, 1254 og 1260.

PAH-konsentrasjonene var forholdsvis høye og varierte fra 7.5-13.8 mg/kg tørrvekt for sum PAH, noe som tilsvarer opptil 45 ganger overkonsentrasjon. De tre prøvene var også dominert av ulike PAH-forbindelser. På stasjon SAS01 ble det målt mest krysen, SAS02 inneholdt noe uvanlig ca. 18% benzo(ghi)perylen (den tyngste av de kvantifiserte PAH-forbindelsene), mens SAS03 var dominert av fluoranten (vedlegg 3). KPAH-andelen var omkring 34-41%, med ca. 6% benzo(a)pyren, noe som antyder tilstedeværelse av ulike typer/grader av forbrenningsavledet PAH. Andelen di- og heterosykliske forbindelser på 3-4% i alle prøvene tyder ikke på innslag av oljerelatert PAH i sedimentene (figur 6).

Moderate forekomster av oljehydrokarboner hvor konsentrasjonene lå omkring 104-130 mgTHC/kg tørrvekt eller fra 10-13 ganger normalnivåer tyder på begrensede tilførsler (vedlegg 5).

Den mest markerte forekomsten blant de undersøkte miljøgiftene i havnebassenget omkring Sandnessjøen hadde TBT. Det ble målt hhv. 8, 92 og 2570 µg/kg tørrvekt på de tre stasjonene (vedlegg 4). Dette tilsvarer som et foreløpig anslag 3, 30 og 857 ganger bakgrunnsnivået og var høyest utenfor båtslippene (SAS03). Det foreligger ellers ingen tidligere miljøgiftdata for sedimenter i Sandnessjøen havneområde.



Figur 6. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandnessjøen havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

4.3.2. Potensielle forurensningskilder

Sandnessjøen havn er preget av mange potensielt forurensende aktiviteter. Hovedhavnen med ferjekaier og som er relativt trafikkert domineres av oljerelevanter virksomhet (oljebase og 5 bunkers-/tankanlegg). Det finnes også to større mekaniske verksteder i havneområdet og det er ikke mindre enn 5 båtslipper knyttet til disse (Norges sjøkartverk 1986). Mest belastende for havnebassenget er trolig virksomheten ved Slipen mekaniske verksted innerst i havnen (vedleggsfigur 3).

I strandsonen omkring havnebassenget ligger det en av 4 kommunale fyllinger, samt en privat fylling som begge ble benyttet frem til midten av 1960-tallet. Begge disse fyllingene har og har hele tiden hatt sjøvannskontakt slik at det kan ha forekommet forurensende avrenning derfra. Høvding skipshuggeri innerst i Sandnesvågen har siden 1968 benyttet egen industrifylling som også har kontakt med sjøen.

Det antas i tillegg at det forekommer avrenning til Sandnesvågen fra de 3 resterende kommunale fyllingene lokalisert oppover i Vågendalen. På disse fyllingene har det vært deponert spesialavfall helt siden 1965 og frem til i dag (NGU 1990g).

4.3.3. Tilstand og vurdering

Resultatene fra undersøkelsen antyder at Sandnessjøen havn er et av de nye områdene langs kysten som er utsatt for en kraftig miljøgiftbelastning. Først og fremst utgjøres denne belastningen av organiske komponenter som PCB, PAH og TBT som alle ble registrert i svært høye konsentrasjoner lokalt i havnebassenget. Observasjonene tilsier for disse en sterk til meget sterk forurensning (forurensningsgrad 4-5).

Utover forekomsten av noe oljehydrokarboner utgjør ikke resterende undersøkte organiske komponenter noen vesentlig belastning (tabell 5). Dog bør det nevnes at det ble funnet svakt forhøyede konsentrasjoner av både HCB og OCS i prøvene.

Blant tungmetallene var det Hg, Pb og Cu som antydte forhøyede konsentrasjoner tilsvarende markert forurensning (forurensningsgrad 3). Det ble hverken for metallene eller de organiske miljøgiftene observert helt entydige tilknytninger til mulig kilder. Situasjonen preges av at det sannsynligvis eksisterer mange ulike opphav og tilførsler av f. eks. PCB og PAH. Dog kan de sammenfallende høyeste konsentrasjonene for hhv. Cu og TBT skyldes aktiviteter ved båtverkstedene innerst i havnen. Basert på disse forhold og signalene i resultatene er det grunnlag for å undersøke miljøgiftinnholdet i sedimentene i Sandnessjøen havn nærmere og evaluere kildene. Dette bør gis en høy prioritet.

Tabell 5. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandnessjøen havn, 1993.

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

4.4. Brønnøysund havn

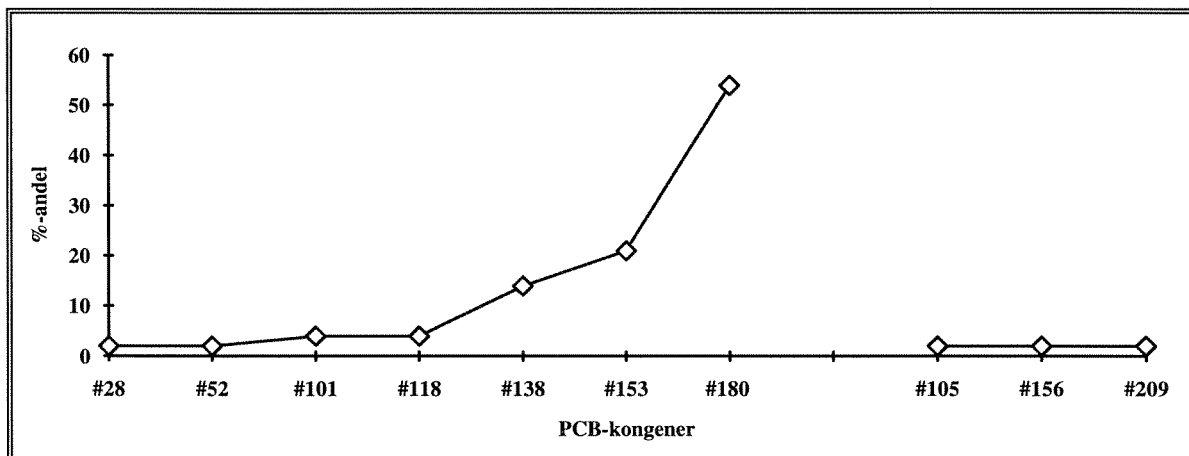
Brønnøysund havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 4. Det ble samlet to stasjoner (overflateprøve 0-2 cm), men kun en fra den sentrale havnen (BRØ02) ble analysert. Begrunnelsen for dette var bl. a. at havneområdets utforming og sedimentenes beskaffenhet tilsa at området var svært strømmrikt og manglet akkumulasjonsbunn. Det ble derfor antatt at potensielle tilførsler neppe kunne finnes igjen i selve havneområdet. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.4.1. Miljøgifter i sedimenter

Tungmetallforurensningen i Brønnøysund havnebasseng var helt uten betydning og kun Hg ble målt i en konsentrasjon tilsvarende ca. 2 ganger over det antatte bakgrunnsnivå. I tillegg var det en forhøyet konsentrasjon av As i prøven, men analysen hadde en uvanlig høy deteksjonsgrense (<0.2 mg/l) og beregnede resultat ble oppgitt som <30 mg/kg tørrvekt (vedlegg 1). Dette ble ikke oppfattet som en reell overkonsentrasjon for As.

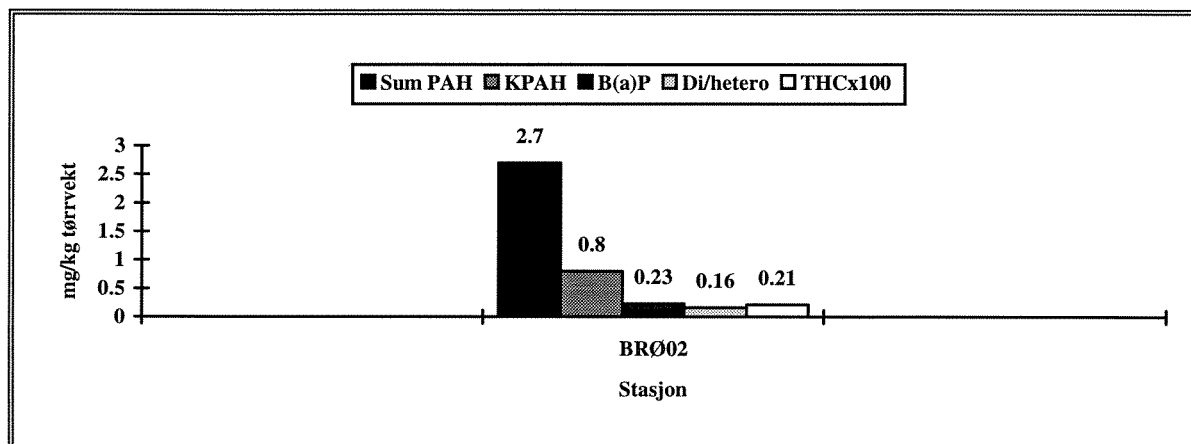
Av de undersøkte klororganiske forbindelsene var det kun PCB som ble registrert i konsentrasjoner over antatt bakgrunnsnivå, dvs. 30 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Dette tilsvarer 6 ganger overkonsentrasjon og den noe usikre, men særegne PCB-profilen antydte en svært høyklorert variant. Den heptaklorerte kongeneren PCB #180 utgjorde nærmere 55% av PCB-blandingen og noe liknende ble ikke registrert i noen av de andre havnene langs kysten (figur 7).

Den noe spesielle PCB-forekomsten antyder trolig tilstedeværelse av Aroclor 1262 eller 1268, kommersielle blandinger som begge har vært anvendt som mykgjørere i gummi og syntetiske resiner, sistnevnte også som ekspansjonsmiddel i voks (Hutzinger et al. 1974). Det gjenstår derfor å påvise at slike PCB-blandinger kan ha vært benyttet i en eller annen industriell virksomhet i Brønnøysund.



Figur 7. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Brønnøysund havn 1993. Profilen antyder tilstedeværelse av Aroclor 1262 eller 1268.

Mest fremtredende av de organiske komponentene i sedimentene i Brønnøysund var den moderate forekomsten av PAH (vedlegg 3). Det ble her målt 9 ganger overkonsentrasjon eller ca. 2.7 mg/kg tørrvekt for sum PAH. Den dominerende forbindelsen var fluoranten og andelen KPAH var omkring 29%. Andelen av benzo(a)pyren alene var omkring 6%. Dette forhold sammen med ca. 8% di-/heterosykliske forbindelser tyder på at PAH-forekomsten sannsynligvis stammer fra uforbrent PAH-holdig utgangsmateriale f. eks. kull eller av forbrenningsrester (figur 8). Forekomsten var i sammensetning ikke ulik det som til nå, ble registrert f. eks. i Narvik havn (jfr. kap. 4.1.1).



Figur 8. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Brønnøysund havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

Det ble ikke funnet noen nevneverdig konsentrasjon av oljehydrokarboner i prøven, kun 21 mgTHC/kg tørrvekt (vedlegg 5). Heller ikke forekomsten av TBT på 10 µg/kg tørrvekt var særlig fremtredende og dette nivået tilsvarte kun ca. 3 ganger overkonsentrasjon i forhold til den foreslåtte grenseverdi (tabell 1). Det er tidligere ikke utført noen miljøgiftundersøkelser i og omkring Brønnøysund havneområde.

4.4.2. Potensielle forurensningskilder

Brønnøysund havneområde var sterkt påvirket av strøm, sedimentene var relativt grove og bar ikke preg av å være særlig forurenset. Av potensielle kilder ut over belastning fra normal havnedrift og havnens 3 bunkrings-/tankanleggene, kan tenkes å være stedets 2 mekaniske verksteder med tilhørende slipper (Norges sjøkartverk 1986). Det største av disse er et sveiseverksted. På Hovøy ligger en sjønær kommunal fylling som har vært benyttet siden 1972 (NGU 1990g).

Utover dette finnes det en del industriaktiviteter omkring havnebassenget bl. a. fiskeforedling, tangmelfabrikk, malingsindustri/lager, aktiviteter som normalt vil kunne ha betydning som diffuse tilførselskilder i forurensningssammenheng.

4.4.3. Tilstand og vurdering

Det visuelle inntrykk av Brønnøysund havn var at området var lite forurenset og prøveantallet ble av den grunn redusert til en orienterende prøve. Analyseresultatene bekreftet antagelsene, men ga signaler om at det lokalt kan finnes moderate organiske forurensninger i sedimentene (PCB, PAH og TBT). Pga. det begrensede datamaterialet kan det likevel finnes grunnlag for ytterligere undersøkelser, men dette bør gis svært lav prioritet (kfr. tabell 6).

Tabell 6. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimentet (0-2 cm) fra Brønnøysund havn, 1993.

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

4.5. Namsos havn

Det ble analysert tre av fire overflateprøver (0-2 cm) fra Namsos havneområde. Stasjonene NAM02, NAM03 og NAM04 lå i et transekt fra området i fjorden utenfor Namsens utløp og innover mot småbåthavnen. Prøvestasjonene er vist i vedleggsfigur 5. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

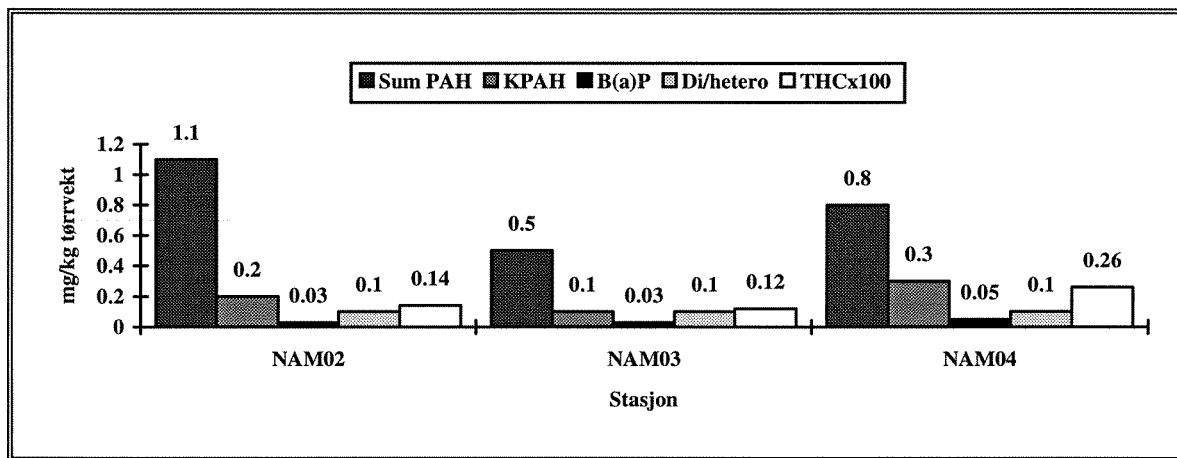
4.5.1. Miljøgifter i sedimenter

Resultatene viste at tungmetallforurensningen i overflatesedimentene i havnebassenget og fjorden utenfor Namsos var svært begrenset (vedlegg 1). Det ble funnet konsentrasjoner omkring bakgrunnsnivåer og hvor overkonsentrasjonen for Hg var 3 ganger, Cr tilsvarende 2 ganger og 1.5 ganger for Ni og Cu. De svakt forhøyede metallforekomstene synes å ha sammenheng med tidligere aktiviteter forbundet med impregnering av trevirke.

I tillegg var det en svakt forhøyet konsentrasjon av As i prøvene, men forholdet kan mulig tilskrives analysemetodikken.

Det ble ikke registrert persistente klororganiske forbindelser i konsentrasjoner over deteksjonsgrensene for enkeltkomponenter, med unntak av en prøve hvor det ble kvantifisert små mengder av PCB-kongenerene #138 og #153. Selv ved å kompensere for lave verdier under deteksjon bli ikke beregnet mengde tilstedeværende total PCB over det antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 2).

Derimot ble det registrert moderate mengder PAH av varierende sammensetning i prøvematerialet (vedlegg 3). Det ble her målt 2-3 ganger overkonsentrasjon eller fra 0.5-1.1 mg/kg tørrvekt for sum PAH. Den dominerende forbindelsen var enten fluoranten eller krysen og andelen KPAH varierte omkring 17-32%. Andelen av benzo(a)pyren utgjorde fra 3-6%. Forekomsten av di-/heterosykliske forbindelser varierte også fra 9-16% noe som tyder på at PAH-forekomsten trolig er noe sammensatt (figur 9). PAH-profilene viste også at naftalen og perylen var blant de dominerende komponentene. Fra dette antas det at tilstedeværende PAH i overflatesedimentene f. eks. stammer fra typer uforbrent PAH-holdige utgangsmaterialer som kull og koks. Sammensetningene kan mulig også indikere tjærelignende eller bituminøst materiale (jfr. Sporstøl og Jørgensen 1988, Døhl og Jørgensen 1992).



Figur 9. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Namsos havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

Tross det antatte innslag av oljearomater i sedimentene (jfr. PAH-sammensetningen) ble det ikke funnet noen nevneverdig konsentrasjon av oljehydrokarboner i prøvene. Konsentrasjonene var lave og lå fra 14-36 mgTHC/kg tørrvekt eller omkring 3 ganger et antatt normalnivå (vedlegg 5).

TBT var ikke kvantifiserbart, dvs. eventuell konsentrasjon lavere en deteksjonsgrenseverdien 5 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4).

4.5.2. Tidligere undersøkelser

Indre deler av Namsenfjorden er tidligere undersøkt for tungmetallforekomster (Golmen et al. 1988). Det ble i den undersøkelsen ikke funnet konsentrasjoner av Hg, Cd, Pb, Cu eller Zn over bakgrunnsnivåene (tabell 1).

4.5.3. Potensielle forurensningskilder

Det eksisterer mange potensielle forurensningskilder i området omkring Namsos havn (Norges sjøkartverk 1992). Syd for byen i Spillumområdet ligger det totalt 5 fyllinger, hvorav 3 industrifyllinger. Det er noe uvisst hvor lenge fyllingene har vært i bruk, men frem til 1987 har det foregått deponering av avfall fra bl.a. treforedling. Samtlige fyllinger har avrenning mot Namsenfjorden enten direkte eller via lokale vassdrag.

På nordsiden av elveutløpet ligger ytterligere 3 fyllinger av omtrent samme type og avrenning som over. En av disse fyllingene (Hylla industrifylling inntil 1988) ble benyttet av bensinstasjoner, verksteder o.l. I samme del av havnen ligger A/S Van Severen (treimpregnering; Cu, Cr og As) hvor det siden 1849 har vært benyttet to områder til driften. Spesielt i perioden 1965-1975 ble det anvendt saltimpregnering med mulig forurensning av grunnen og utløp til fjorden.

Innerst i Lavika, hvor det tidligere lå et kull-lager, ligger i dag Nordstål industrigrunn (forsinking og syrebad siden 1951) og Vestre havn industrifylling begge med avrenning mot havnen og fjorden. I dag er det også småbåthavn i dette området. Ellers i kaiområdet mot sydøst ligger utskipningshavn for kiskonsentrat (Cu og Zn) og langs vestsiden 3 tankanlegg for olje.

Nord for havnen ligger 4 kommunale og industrifyllinger med avrenning til nærområdet til Namsos havn. En av disse Toddum avfallsplass ble benyttet fra 1955-1980 til deponering av bl.a. diverse industriavfall, kjemikalierester og slagg. Det er registrert sterkt forurenset sigevann til Toddumbekken med utløp i Halsosen (NGU 1990f).

4.5.4. Tilstand og vurdering

På bakgrunn av de industrielle aktiviteter som har foregått i Namsos i nærmere 150 år skulle en forvente at havneområde var kraftig belastet mht. miljøgifter. Men forhold er snarere motsatt pga. påvirkning fra Namsen (tabell 7). Periodisk kraftig vannføring med stor massetransport gir en kombinasjon av fortykning og stor sedimentakkumulasjon i området. Sedimentene i store deler av indre fjord består av sandige sedimenter med lave miljøgiftkonsentrasjoner. Lavika inn mot småbåthavnen har dog finere sedimenter i de grunneste områdene pga. bakevje-effekten i havnen, men miljøgiftnivåene er omtrent de samme. Namsens utløp har også de siste årene (fra 1988) vært gjenstand for store masseutfyllinger, slik at transportretninger og eventuelle tilførsler til havnen fra øst sannsynligvis har endret seg radikalt.

Tabell 7. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Namsos havn, 1993.

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

Ut fra resultatene av miljøgiftanalysene må sedimentene i Namsos havn karakteriseres som tilnærmet uforurenset (forurensningsgrad 1-2). Men de målte nivåene reflekterer tross dette den utstrakte anvendelsen og sannsynlige tilførsler av tungmetaller. Det kan være grunnlag for å belyse prosessene og miljøgiftbudsjettet i området nærmere, supplert med undersøkelse av dypere sedimentlag, men dette bør foreløpig ikke gis særlig prioritet.

4.6. Trondheim havn

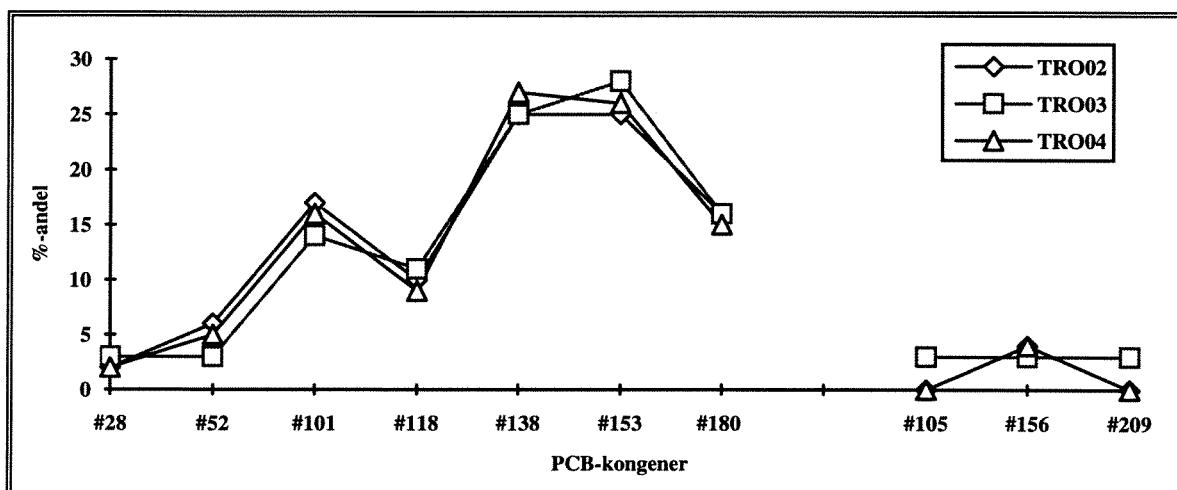
Trondheim havneområde med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 6. Det ble analysert overflatesedimenter fra 3 stasjoner fordelt utover de sentrale deler av havnebassenget. Stasjon TRO02 ble lagt til Ilabassenget, stasjon TRO03 til bassenget utenfor Brattøra og stasjon TRO04 i Nyhavna. En prøvetatt stasjon TRO01 fra Ilsvika ble nedprioritert pga. av tidligere veldokumenterte undersøkelser (jfr. kap. 4.6.2). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.6.1. Miljøgifter i sedimenter

Resultatene viste at overflatesedimentene var tungmetallforurenset i store deler av Trondheim havnområde. Mest markert var forekomsten av Hg som varierte fra 0.49-6.21 mg/kg tørrvekt og Zn med maksimumskonsentrasjon på 848 mg/kg tørrvekt. De høyeste konsentrasjonene ble begge målt i Nyhavna øst for Nidelvas utløp (TRO04), hvor overkonsentrasjonene var hhv. i overkant av 40 og 6 ganger bakgrunnsnivået. Utover dette forekom de resterende undersøkte metallene i relativt moderate konsentrasjoner tilsvarende fra 1-5 ganger bakgrunnsnivåene (vedlegg 1). For Cd, Pb, Cu og Cr var nivåene høyest i Ilabassenget (TRO02) og gjennomgående for alle metaller lavest i de grove energipåvirkede sedimentene utenfor Brattøra (TRO03).

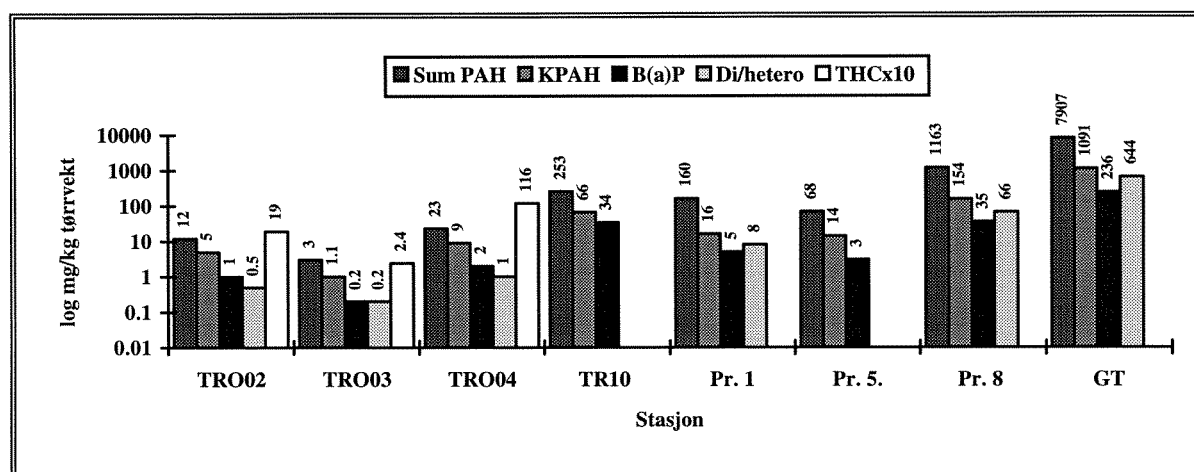
Det ble også registrert varierende mengder PCB i de undersøkte overflatesedimentene med høyeste beregnede konsentrasjon for total PCB på 181 µg/kg tørrvekt i Nyhavna (vedlegg 2). Dette tilsvarer en overkonsentrasjon på 38 ganger bakgrunnsnivået. PCB-profilene var svært like og antyder at det trolig er samme høyklorerte PCB-variant av typen Aroclor 1260 som observeres i hele havnebassenget (figur 10).

Av de andre klororganiske forbindelsene som ble registrert i TRO02 og TRO04 var forekomsten av DDT mest fremtredende (2.4-3.6 µg/kg tørrvekt). Tross lave nivåer representerer dette 5-7 ganger antatt bakgrunnsnivå. Det ble også funnet 1-2 µg/kg tørrvekt av forbindelsene 5CB og HCB.



Figur 10. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Trondheim havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Forekomstene av PAH var klart dominerende hva konsentrasjoner angår og varierte fra 2.9-22.5 mg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer opptil 75 ganger sedimentenes naturlige innhold og alle prøvene var dominert av mengden fluoranten (vedlegg 3). Andelen KPAH varierte fra 37-41% og forekomsten av B(a)P utgjorde 7-8% av sum PAH. Ut fra dette og de forholdsvis lave andelen av di-/heterosykliske forbindelser (4-8%) antas det at de registrerte forekomstene av PAH vesentlig stammer fra forbrenningsavledet PAH med mulig innslag av noe uforbrent kull (figur 11). Forekomstene er av samme type som ble funnet i Bodø og Sandnessjøen havn (jfr. kap. 4.2.1 og 4.3.1).



Figur 11. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Trondheim havn, 1983-1993. Supplerende data er hentet fra Skei 1983 og Fremstad 1987. Merk! Log-skala.

Konsentrasjonene av oljehydrokarboner varierte over flere størrelsesordener i de undersøkte overflatesedimentene. Lavest var forekomsten i bassenget utenfor Brattøra (24 mg THC/kg tørrvekt) og motsvarende høyest i Nyhavna (1160 mg THC/kg tørrvekt). Nivåene var likevel så pass moderate at de ikke bidro til å øke andelen oljerelatert PAH (vedlegg 5).

Det ble registrert hhv. 15 og 60 µg/kg tørrvekt av TBT i to av prøvene og dette tilsvarer omkring 5-20 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 4)

4.6.2. Tidligere undersøkelser

Det er tidligere gjennomført en rekke undersøkelser av miljøgifter (vesentlig metaller) i sedimentene i Trondheimsfjorden. Flere av disse undersøkelsene har vært av mer regional karakter, men ofte knyttet til havnebassenget gjennom stasjonsplassering der. Det vil være utover rapportens målsetning å utdype alle undersøkelsene detaljert, slik at disse kun er gjengitt kortfattet nedenfor.

Spesifikke undersøkelser i selve Trondheim havneområdet bl.a. i Iilsvika og rundt utløpet av Nidelva har vist områder med dårlig sedimenttilstand og lokalt høy forurensningsgrad for både tungmetaller (Hg, Cd, Pb, Cu og Zn) og PAH (Fremstad 1987, Stokland 1987, 1991, Nordås 1991).

Undersøkelser av mer sedimentgeokjemisk karakter (tungmetaller) regionalt i Trondheimsfjorden og med prøvestasjoner i havneområdet understøtter disse forholdene (Skei 1983, Thendrup et al. 1988, Faye 1992).

Andre undersøkelser er utført i mer typiske industrielle kildeområder ("hot spot"-områder) marginalt til havna, f. eks. tungmetallforekomster i Orkdalsområdet (Green 1989, 1994) og PAH-forekomster i Hommelvika og indre deler av Trondheimsfjorden (Rygg et al. 1984).

4.6.3. Potensielle forurensningskilder

Det finnes en mengde potensielle kilder til forurensning omkring havneområdet (def. Høvringsneset-Ladehammeren), langs Nidelva, men også i nærområdet rundt selve Trondheim by. De sentrale deler av havnen består av et komplisert molo-, kanal- og kaikompleks knyttet til Nidelvas meandrerende løp gjennom bykjernen (Norges sjøkartverk 1992).

Totalt er det registrert 38 lokaliteter i kategoriene avfallsfyllinger, forurenset grunn eller kombinasjonen av disse (NGU 1990e). Historisk har den omfattende metallindustrien i byen og kanskje gassverkene på Ila (1853-1916) og Lade (1916-1957) hatt størst betydning i forurensningssammenheng. NSB's materiell verksted på Marienborg bør også nevnes. Sammen med en rekke bedrifter som gjennom tidene har produsert spesialavfall har dette ført til kraftig forurensete lokaliteter rundt havnebassenget og store tilførsler av miljøgifter til Nidelva og fjorden. Spesielt bør kanskje de to sjødeponiene i hhv. Ilsvika (metaller) og Ladebukta/Nyhavna (metaller, tjære og kreosot) nevnes. Begge disse områdene har siden 1940-50 årene vært preget av metall- og galvanoteknisk industri (Ila Jern, Ila Stålindustri, Ila og Lilleby smelteverker, Killingdal Gruber, Teeness, Nobø Lade, Trondhjems Jernindustri, Rosenborg Krom-Nikkel, Servi hydraulikk, Scanrope, m. fl.). Fra denne virksomheten har det forekommet forurensende utslipp til vann, forurensende søl til grunnen og avrenning fra deponier.

Det meste av flytende spesialavfall og tungmetallholdig slam fra industrien ble frem til 1975 ble tømt via avløpsnett til Nidelva og fjorden. Men etter 1977 har det blitt etablert en rekke renseanlegg og mye av behandlet slam og spesialavfall har etter den tid blitt deponert på industri- og kommunale fyllinger (Sluppen, Fredlydalen, Ladedalen m. fl.).

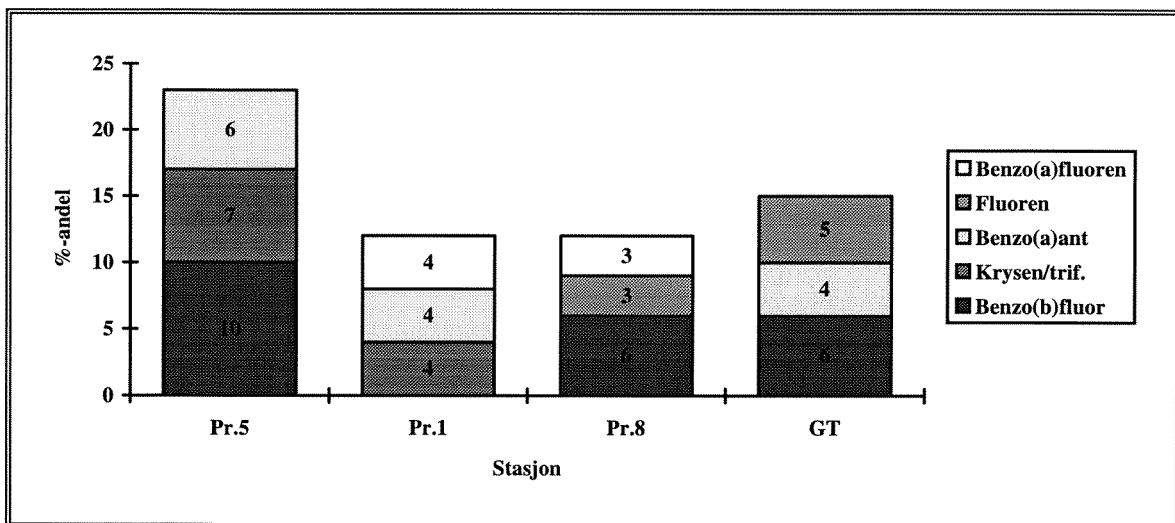
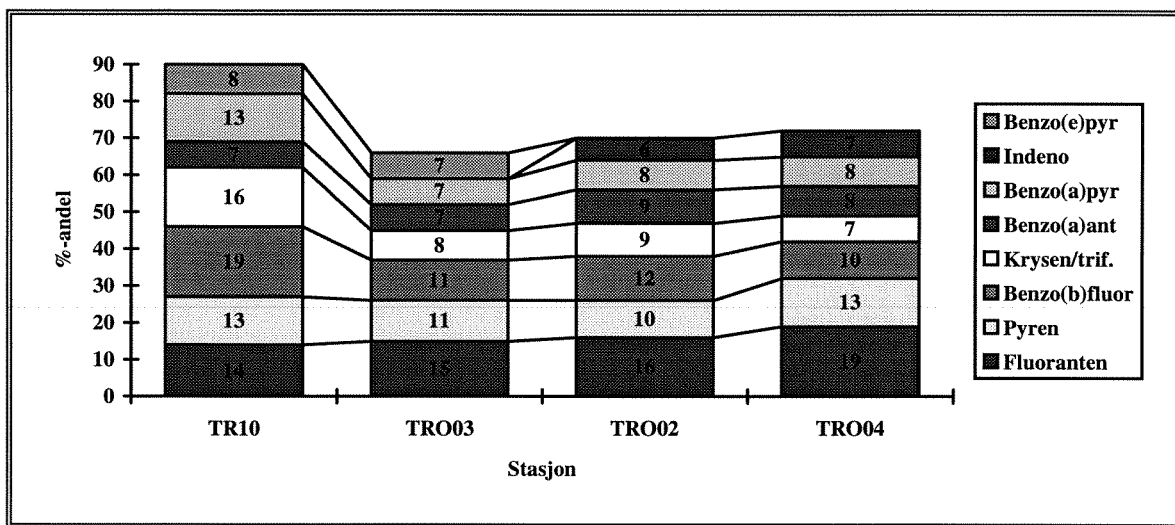
Havneområdet ellers er sterkt belastet med både skips- og småbåttrafikk. Til havnen er det knyttet 5 større bunkring og tankanlegg, de fleste vestover på strekningen Trolla-Høvringsneset. Totalt finnes det også 6 mekaniske verksteder i havneområdet bl. a. i Nyhavna, med både slipp og tørrdokk. I Nyhavna ligger også Dora 1 og 2 (tidligere ubåtbunkere) og en rekke tidligere lastekaier for kull. Omlasting av steinkull for anvendelse i gassverkene og annen industri kan ha vært en forurensningskilde i mer enn 100 år.

Da Trondheim havn og Trondheimsfjorden har flere definerte PAH-kilder i tillegg til de diffuse er det gjort et forsøk på å relatere forekomster til kilder. En sammenstilling av PAH-sammensetninger (prosent-andel av de 7 mest dominerende forbindelsene) fra forekomster i sedimenter i Trondheim havn er gitt i tabell 8. Det er også inkludert data fra den mulig kildelokaliteten; Gassverktomta på Lade (GT).

Det ble også gjort sammenlikninger med PAH-profiler fra området utenfor NSB's kreosotverk i Hommelvika. Kreosot som kildeopphav til PAH-forurensning blir diskutert nærmere i kapittel 6.

Tabell 8. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH (1993), sammenstilt med eldre data og definerte kildeprøver fra Trondheim havn (Skei 1983, Rygg et al. 1984, Fremstad 1987).

Prøve	1. fb.	%	2. fb.	%	3. fb.	%	4. fb.	%	5. fb.	%	6. fb.	%	7. fb.	%
TRO02	Fluor.	16	B(b)F	12	Pyren	10	B(a)A	9	Kr./Tr.	9	B(a)P	8	Indeno	6
TRO03	Fluor.	15	Pyren	11	B(b)F	11	Kr./Tr.	8	B(a)A	7	B(a)P	7	B(e)P	7
TRO04	Fluor.	19	Pyren	13	B(b)F	10	B(a)A	8	B(a)P	8	Indeno	7	Kr./Tr.	7
TR10	B(b)F	19	Kr./Tr.	16	Fluor.	14	B(a)P	13	Pyren	13	B(e)P	8	B(a)A	7
Pr.1	Fen	25	Fluor.	23	Pyren	14	Ant.	5	Kr./Tr.	4	B(a)A	4	B(a)Fl	4
Pr.5	Fluor.	25	Pyren	19	B(b)F	10	Fen	9	Kr./Tr.	7	B(a)A	6	Ant.	4
Pr.8	Fen	26	Fluor.	18	Pyren	13	Ant.	7	B(b)F	6	Fluoren	3	B(a)Fl	3
GT	Fen	21	Fluor.	20	Pyren	14	B(b)F	6	Ant.	5	Fluoren	5	B(a)A	4



Figur 12. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i PAH-forekomster i Trondheim havn, 1993 (de 4 felles forbindelser er fjernet i nedre del av figuren), sammenstilt med eldre data og mulige kildeprøver (Skei 1983, Rygg et al. 1984, Fremstad 1987). Rekkefølgen nedenfra og opp i kolonnene er gitt listen til venstre og i tabell 8.

Fra figur 12 (nedre del) kan det synes som om PAH-profilen fra området utenfor Nidelvens utløp er relatert forekomsten fra Gassverktomta. Sammensetninger dominert av fenantren, fluoranten og pyren til sammen 53-62% og karakteristisk innhold av bl. a. fluoren, anthracen og benzo(a)anthracen kjennetegner trolig PAH relatert til anthracenolje. Anthracenolje er et destillasjonsprodukt fra steinkull/steinkulltjære, et biprodukt fra driften ved gassverkene. De nevnte profiler skiller seg klart fra de antatte forbrenningsrelaterte PAH-profilene (øvre del figur 12) som ble funnet på strekningen Ilsvika-Nyhavna (TRO02-04 og TR10). Forholdet diskuteres nærmere i kapittel 5.3.

De fleste undersøkelsene peker i retning av at det har vært tilført miljøgifter, men at disse har begrenset spredning i fjorden. Enkelte miljøgiftkomponenter kan på den måten ha blitt tilført selve havna utenfra, men hovedsakelig antas de største belastningene å være av lokal opprinnelse. Miljøgiftsituasjonen og tidligere undersøkelser er oppsummert i to rapporter sammenstilt av hhv. Grønning (1993) og Konieczny (1994b).

4.6.4. Tilstand og vurdering

Fra eldre undersøkelser er det klart at sedimentene i Trondheim havneområde (med nedre deler av Nidelva) er alvorlig forurenset, spesielt mht. tungmetallene Cd, Pb, Cu og Zn (forurensningsgrad 4-5). De nye resultatene, som må anses som stikkprøver i et så stort og belastet område, understøtter dette. Nivåene tyder også på at tilstanden i overflatesedimentene (0-2 cm) kan være bedret, dvs. at det har vært klare reduksjoner i tilførslene de senere år (jfr. tabell 9).

Informasjonen vedrørende organiske miljøgifter i sedimentene er relativt begrenset og kun noen få data for lokale forekomster av PAH foreligger. Konsentrasjonene er til gjengjeld svært høye og indikerer forurensningsgrader langt opp i klasse 5 (Ilsvika > 250 mg/kg tørrvekt og Nyhavna > 1100 mg/kg tørrvekt). Dataene fra denne undersøkelsen bekrefter at det finnes flere mulige kilder til PAH (jfr. forskjeller i andelen KPAH illustrert i figur 11) og at denne miljøgiftgruppen er et potensielt problem i Trondheim havneområdet og fjorden.

Tabell 9. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Trondheim havn, 1983-1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Trondheim havn														
Denne undersøkelsen	5	3	3	3	3	2	2	2	4	3	2	5	3	4
Skei 1983														
3 stasjoner i havnen	3	5	5	5	4	-	1	-	-	-	-	5	-	-
Fremstad 1987														
4 stasjoner, Nyhavna	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-
Thendrup et al. 1988														
7 stasjoner i havnen	3	5	4	5	4	2	2	-	-	-	-	-	-	-
Nordås 1991														
5 stasjoner, Nidelva	3	2	3	3	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-

De viktigste observasjonene som ble gjort var at også høye Hg-konsentrasjoner (forurensningsgrad 5), spesielt persistente klororganiske forbindelser; PCB, DDT (forurensningsgrad 3-4) og spor av

5CB, HCB (forurensningsgrad 2), samt moderate mengder TBT og olje (forurensningsgrad 3) forekommer i sedimentene. Dette bidrar til at utvidede undersøkelser av Trondheim havn (bl. a. Ila-området og Nyhavna) er nødvendig. Dette bør gis svært høy prioritet (jfr. kap. 5).

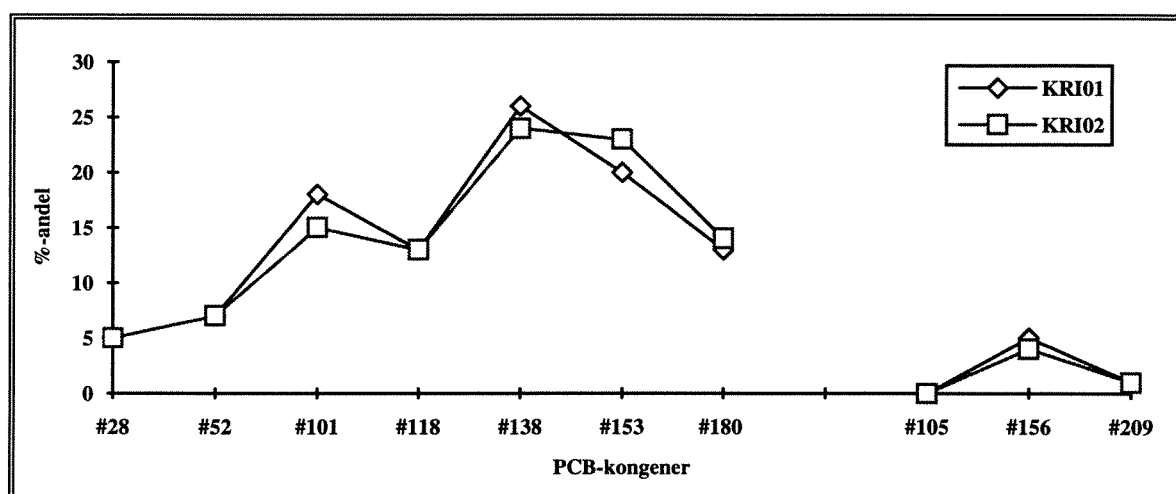
4.7. Kristiansund havn

Prøvestasjonene som ble undersøkt i Kristiansund havn er vist i vedleggsfigur 7. Det ble analysert overflatesedimenter (0-2 cm) fra 2 stasjoner i havnebassenget KRI01 innerst i Vågen og KRI02 sentralt i området mellom utløpet av Vågen, Nordsundet, Marcussundet og Sørsundet. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.7.1. Miljøgifter i sedimenter

Overflatesedimentene i Kristiansund havn var til dels kraftig tungmetallforurensset. Mest markert var forekomsten av Hg som var hhv. 8.68 og 3.59 mg/kg tørrvekt i de to prøvene. Dette representerer overkonsentrasjoner på nærmere 60 ganger bakgrunnsnivået. Eller ble det registrert moderate til markerte forekomster med Cd, Pb, Cu og Zn (hhv. 4, 10, 21 og 3 ganger overkonsentrasjon), samt ubetydelige mengder Cr, Ni og As (vedlegg 1). Gjennomgående viste KRI01 innerst i Vågen de høyeste metallkonsentrasjonene, med unntak av Cd.

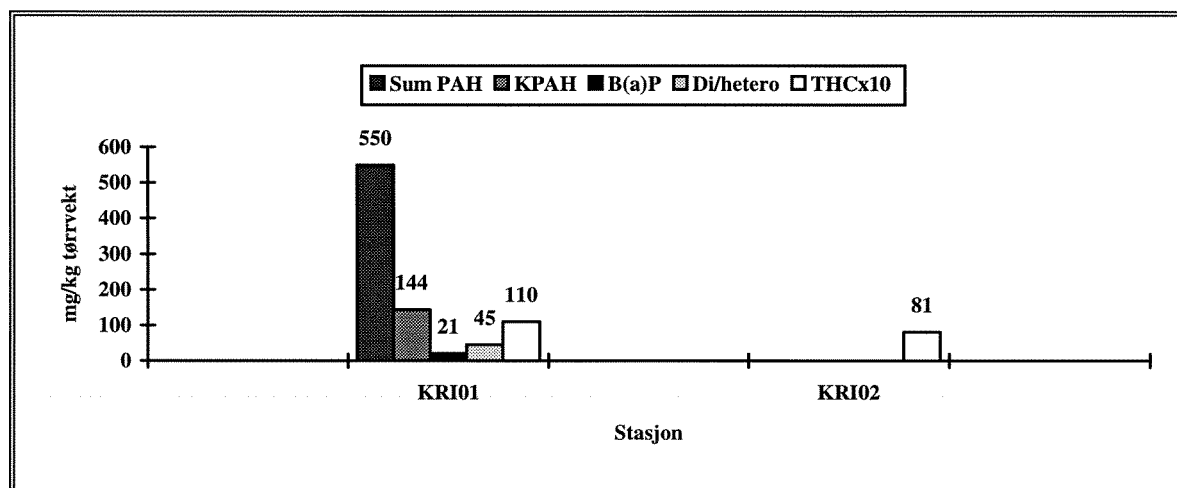
Det ble også registrert forholdsvis store mengder PCB i de undersøkte overflatesedimentene med høyeste beregnede konsentrasjon for total PCB på 236 µg/kg tørrvekt innerst i Vågen (vedlegg 2). Dette tilsvarer en overkonsentrasjon på 47 ganger bakgrunnsnivået. PCB-profilene i de to prøvene var like og antyder at det trolig er samme høyklorerte PCB-blanding av typen Aroclor 1260 (dominert av heksaklorerte kongener) som observeres i hele havnebassenget selv om datagrunnlaget er noe spinkelt (figur 13). I KRI02 ble det også funnet moderate mengder av andre persistente klororganiske forbindelser. Høyest var forekomsten av DDT med 5.8 µg/kg tørrvekt som tilsvarer mer enn 10 ganger antatt bakgrunnsnivå. Det ble også funnet konsentrasjoner av de klorerte forbindelsene 5CB, HCB, α-HCH og γ-HCH (Lindan) på fra 0.6-2.5 µg/kg tørrvekt, noe som representerer 1-5 ganger antatt bakgrunnsnivå (jfr. vedlegg 2).



Figur 13. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Kristiansund havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Det foreligger kun en analyse mht. innhold av PAH (pga. utilstrekkelig materiale i KRI02), men tilgjengelig var nivået svært høyt. Det ble målt nærmere 550 mg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer mer enn 1830 ganger sedimentenes antatt naturlige PAH-innhold og prøven var dominert av fluoranten (vedlegg 3). Andelen KPAH var 26% og forekomsten av B(a)P alene utgjorde ca. 21 mg/kg tørrvekt eller 4% av sum PAH.

Ut fra denne prosentfordelingen, innholdet av anthracen og benzo(a)anthracen, samt den relativt moderate andelen di-/heterosykliske forbindelser (8%) antas det at de registrerte sammensetningen av PAH vesentlig stammer fra anthracenolje, kreosot med et mulig innslag av kull (figur 14). Forekomsten er i sammensetning noe lik det som ble funnet på Gassverktomta i Trondheim.



Figur 14. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Kristiansund havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

Konsentrasjonene av oljehydrokarboner var forholdsvis høye i de to undersøkte sedimentprøvene, hhv. 805 og 1095 mgTHC/kg tørrvekt. Nivåene var likevel så pass moderate at de neppe bidro til å øke andelen oljerelatert PAH i overflatesedimentene i Kristiansund havn (vedlegg 5).

Det ble registrert 75 µg/kg tørrvekt av TBT i en prøve (KRI01 fra Vågen) og dette tilsvarer omkring 25 ganger overkonsentrasjon i forhold til antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 4).

4.7.2. Tidligere undersøkelser

Det er tidligere gjennomført en undersøkelser mht. miljøgifter i sedimenter (metaller) i nærområdet til Kristiansund havnebasseng (Berge 1988). Totalt 12 overflateprøver (0-5 cm) fra tre kjerner på en lokalitet i sjøen utenfor Dalabukta søppelfyllplass (fra 1950) ble undersøkt. Det ble den gang ikke registrert nevneverdig høye konsentrasjoner av tungmetaller (jfr. tabell 10).

4.7.3. Potensielle forurensningskilder

Det finnes en mengde potensielle kilder til forurensning omkring Kristiansund havneområdet og havnen preges av de mange mekaniske verkstedene og bunkrings-/tankanleggene. Havneområdets utforming gjør sitt til at de sentrale deler blir belastet med generell båt- og skipstrafikk, men også knyttet til ulike industrier (Norges sjøkartverk 1992). Kristiansund Mek. Verksted ligger sentralt i havna og har drevet reparasjon og sandblåsing av skip siden århundreskiftet (NGU 1990d).

Det finnes også tre kommunale fyllinger og en industrifylling i området som alle har sjøvannskontakt. Fyllingene har vært benyttet til deponering av bl.a. spilloljer, malingsavfall, løsningsmidler, kreosot og annet spesialavfall i mer enn 100 år (NGU 1990d). Andre definerte kilder i havneområdet er det tidligere gassverket, hvor det ble behandlet kull og tjære, samt påvist tjæreutslipp til Vågen og byens kloakkutslipp.

4.7.4. Tilstand og vurdering

Signalene fra det om noe begrenset datamateriale antyder en alvorlig forurensningstilstand i overflatesedimentene i Kristiansund havn. Høye Hg-konsentrasjoner tilsvarende forurensningsgrad 5, mer moderate nivåer for Cd, Pb og Cu (forurensningsgrad 3), sammen med forurensningsgrad 3-5 for alle undersøkte organiske miljøgiftgrupper (særlig PCB og PAH) bekrefter dette (tabell 10). Det er åpenbare sammenhenger mellom tidligere forurensninger i grunnen på Gassverktomta og PAH-forekomstene registrert inne i Vågen.

Tabell 10. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Kristiansund havn, 1988-1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB Lindan	PAH	TBT	THC
Kristiansund havn														
Denne undersøkelsen	5	3	3	3	2	2	2	2	4	3	3	5	3	4
Berge 1988														
Dalabukta	-	2	2	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Vurdert opp mot det høye antallet og ulike typer potensielle forurensningskilder i området, vil det være nødvendig med en omfattende og utvidet kartlegging av sedimenttilstanden i hele Kristiansund havn. En slik sedimentundersøkelse bør gis svært høy prioritet og bør samtidig omfatte undersøkelser vertikalt i sedimentene, grunnet den lange forurensningshistorien i havnebassenget. Det er også vesentlig at en eventuell ny undersøkelse også omfatter lokalisering av hovedkildene til de registrerte forurensningene.

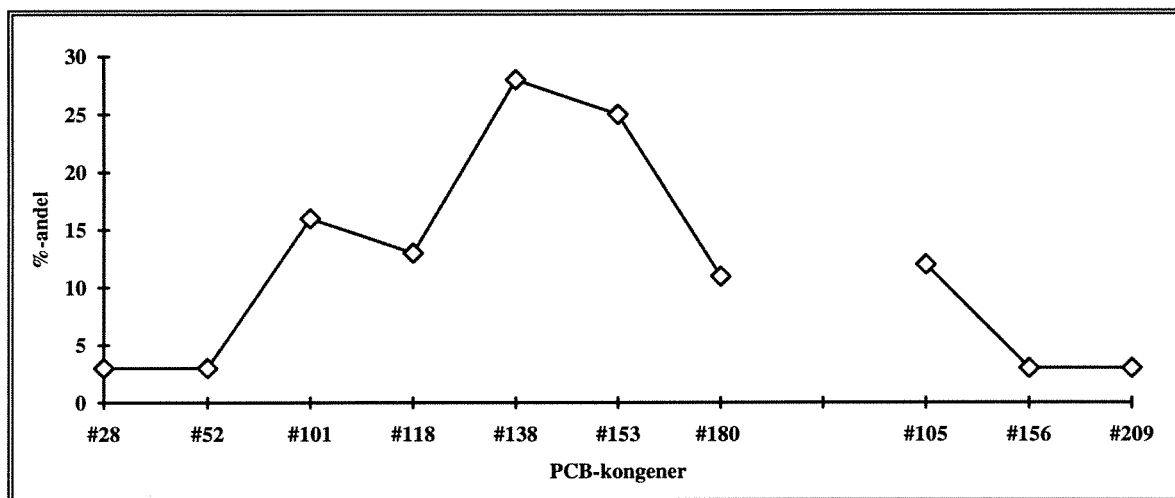
4.8. Molde havn

Det ble kun undersøkt en overflateprøve (MOL01) fra havneområdet utenfor Molde (vedleggsfigur 8). MOL02 som lå i dypområdet et stykke ut i fjorden var mulig påvirket av dumpemateriale og ble derfor ekskludert. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.8.1. Miljøgifter i sedimenter

Resultatene av tungmetallanalysene viser at forekomsten av Hg var forhøyet (0.66 mg/kg tørrvekt) tilsvarende 4 ganger bakgrunnsnivået. Resterende metaller opptrådte i konsentrasjoner under antatte normalnivåer (vedlegg 1).

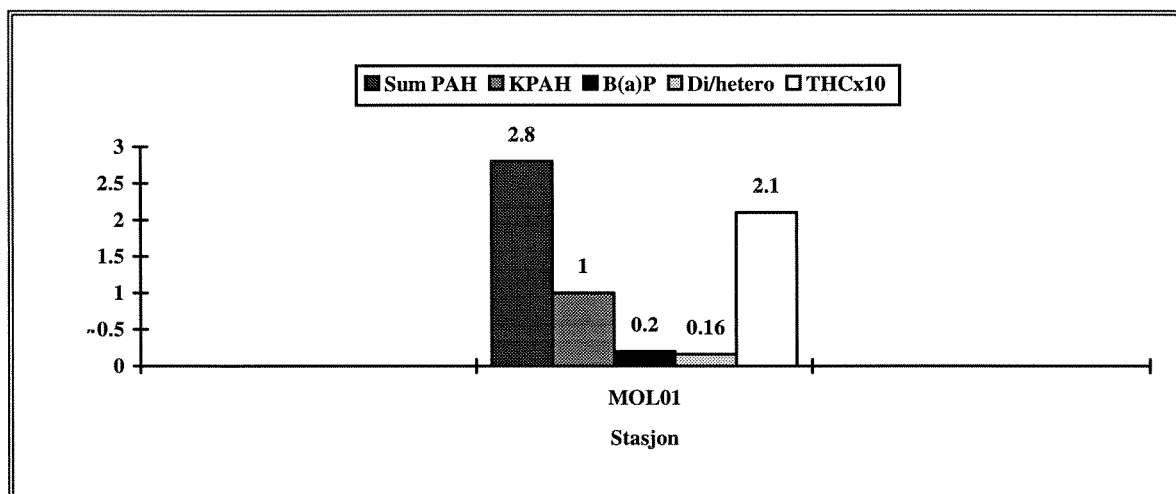
Forekomsten av PCB var også svært lav og beregnet total PCB var kun 14 µg/kg tørrvekt. Dette utgjør ca. 3 ganger antatt bakgrunnsnivå. Andre persistente klororganiske forbindelser ble ikke registrert over deteksjonsgrensen på 0.5 µg/kg for enkeltkomponenter (vedlegg 2). Ved slike lave konsentrasjoner for total PCB gir PCB-profilene et noe usikkert bilde på hvilke typer PCB som sedimentet er forurenset med. Signalet fra MOL01 er at det også i Molde havneområdet finnes en høyklorert variant av PCB i overflatesedimentene, tilsvarende Aroclor 1260, med innslag av Aroclor 1254 (figur 15).



Figur 15. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Molde havn 1993. Profilen antyder tilstedeværelse av Aroclor 1254 og 1260.

Av de organiske miljøgiftene var forekomsten av PAH mest markert i Molde havn. Sum PAH ble målt til 2.8 mg/kg tørrvekt noe som tilsvarer ca. 9 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 3). Andelen av KPAH på 37% var høy og sammen med 7% B(a)P og 6% sum di-/heterosykliske forbindelser antyder at forekomsten er forbrenningsavledet PAH (figur 16).

Forekomsten av oljehydrokarboner var svært lav i den undersøkte prøven fra Molde havn. Det ble målt kun 22 mgTHC/kg tørrvekt noe som tilsvarer bare ca. 2 ganger det antatte bakgrunnsnivået (vedlegg 5 og tabell 2). Det ble heller ikke funnet konsentrasjoner av TBT over deteksjonsgrensen på 5 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4).



Figur 16. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Molde havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

Det eksisterer ikke andre data vedrørende miljøgifter i sedimenter fra Molde havneområde.

4.8.2. Potensielle forurensningskilder

Det er antydnet et mindre antall potensielle forurensningskilder i Molde havneområde (jfr. Norges sjøkartverk 1992), men det synes som om det samlede bidraget fra disse har hatt liten effekt på dagens overflatesedimenter. Totalt finnes det 3 kommunale avfallsfyllinger, en privat fyllplass og en mottaksplass for spesialavfall, enten med direkte kontakt eller med mulig avrenning via Årøelva til havnebassenget. Fyllingene har vært benyttet siden 1920 og frem til i dag for deponering av bl.a. spilloljer, oljeemulsjoner, løsningsmidler, maling, lim og lakkrester mm. (NGU 1990d). Knyttet til havna er også to tankanlegg (nå et nedlagt), mekanisk verksted, et skipsverft og stålindustri. Det eksisterer også to kommunale utslipp i havneområdet.

4.8.3. Tilstand og vurdering

Hverken tungmetaller eller organiske miljøgifter synes å være et problem i overflatesedimentene i Molde havn, selv om det ble observert forurensningstilstand 3 (markert forurenset) mht. Hg og PAH (tabell 11). Det må bemerkes at datagrunnlaget for antagelsen er at absolutt minimum, slik at det ved supplerende undersøkelser likevel kan registreres lokale forekomster med betydelig forurensning. Til tross for dette bør utvidede undersøkelser her foreløpig gis lav prioritet.

Tabell 11. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Molde havn, 1993.

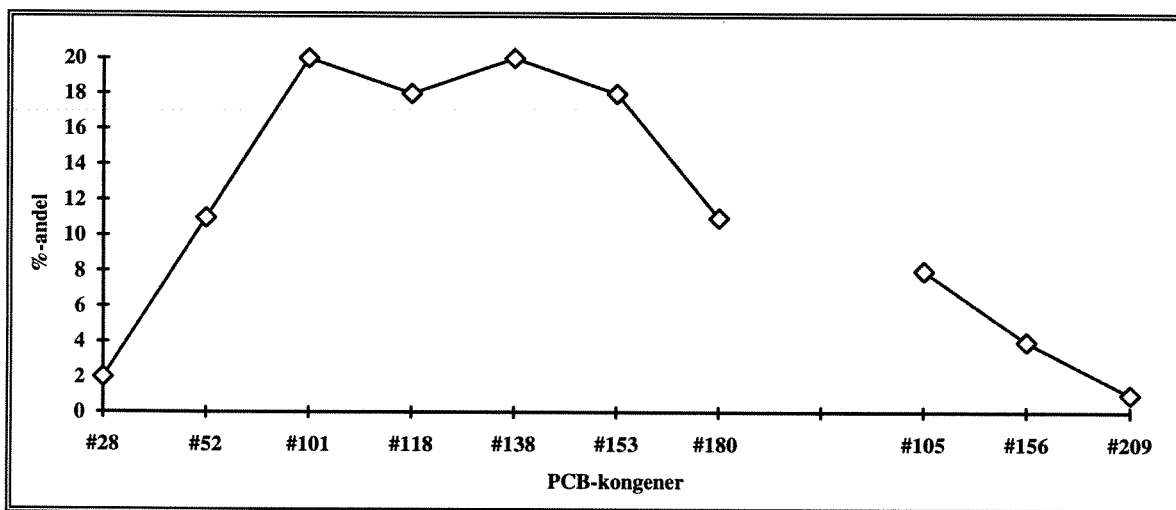
	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Molde havn														
Denne undersøkelsen	3	1	2	1	1	1	1	2	2	1	1	3	1	2

4.9. Ålesund havn

Det ble iht. programforslaget ikke planlagt prøvetaking i Ålesund havn grunnet pågående undersøkelser av Hg-forurensning. Det ble likevel valgt å inkludere sedimentprøver herfra fordi det ikke foreligger data vedrørende organiske miljøgifter fra resipienten. Ønsket materiale ble stilt til disposisjon fra NIVA-prosjekt O-93149 hvor det prøvetatt til sammen 10 sedimentstasjoner i området Aspevågen (Helland 1994a). Ut fra de visuelle observasjoner som ble gjort under prøvetakingen ble en overflateprøve (ÅLE 01; 0-2 cm) fra den antatt mest forurensede lokaliteten inkludert i den sonderende undersøkelsen (vedleggsfigur 9). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.9.1. Miljøgifter i sedimenter

Tungmetallforurensningen i Ålesund havn var moderat til markert, med unntak av forekomsten av Hg som med 9.95 mg/kg tørrvekt må karakteriseres som alvorlig. Dette tilsvarer 66 ganger overkonsentrasjon. Utover dette ble det observert overkonsentrasjoner for Pb og Cu på hhv. 13 og 14 ganger. Resterende undersøkte metaller viste en mindre god tilstand (tilstandsklasse 2). Arsen ble ikke analysert herfra (vedlegg 1).

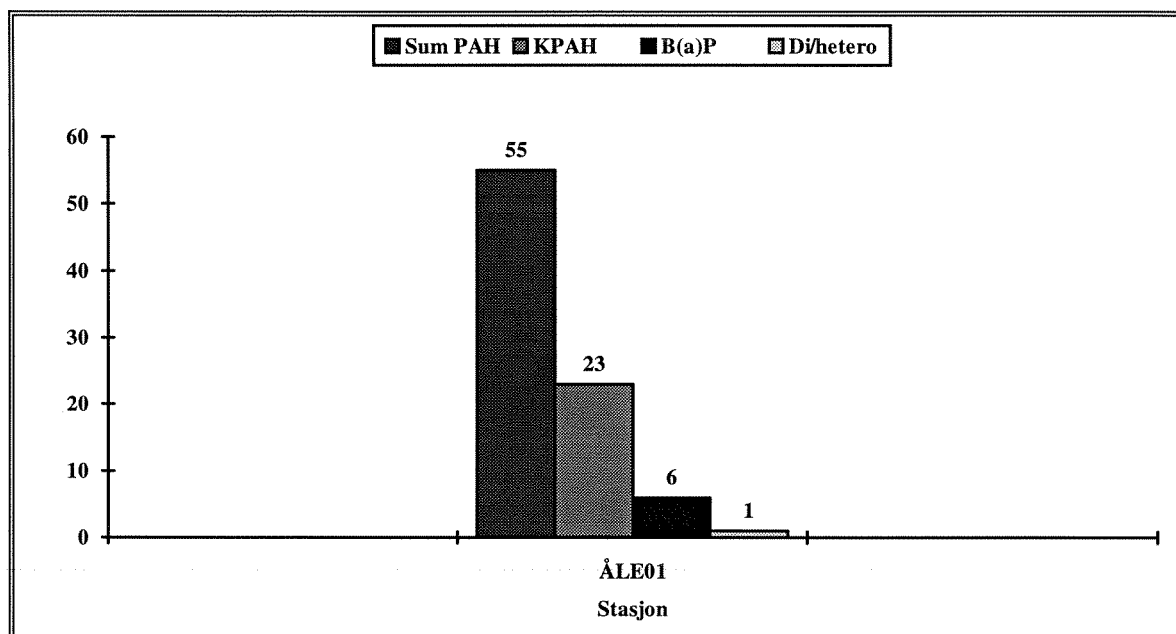


Figur 17. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Ålesund havn 1993. Profilen antyder tilstedeværelse av Aroclor 1254 og 1260.

Av de organiske miljøgiftene som inngikk i undersøkelsen må forekomsten av PCB karakteriseres som meget alvorlig. Total PCB-mengden ble beregnet til 728 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt eller 146 ganger det antatte bakgrunnsnivået (vedlegg 2). PCB-profilen er forholdsvis middels- til høyklorert (dominerende penta- og heksaklorerte kongener) og antyder tilstedeværelse av en blanding av begge typene Aroclor 1254 og 1260 (figur 17).

Det ble også registrert 0.5 $\mu\text{g}5\text{CB}/\text{kg}$ tørrvekt og hele 24.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt av sum DDT. Sist nevnte tilsvarer omkring 50 ganger overkonsentrasjon. Resterende klororganiske forbindelser opptrådte ikke over deteksjonsgrensen ($\text{dg} = 0.5 \mu\text{g}/\text{kg}$) i sedimentprøven fra Ålesund havn.

Forekomsten av PAH var relativt høy og sum PAH, dominert av fluoranten, ble målt til ca. 55 mg/kg tørrvekt, tilsvarende i overkant av 180 ganger antatt bakgrunnsnivå. Av dette utgjorde KPAH hele 42% og B(a)P alene ca. 10% (vedlegg 3). Summen av di- og heterosykliske forbindelser var kun 2% av totalen, noe som tyder på at tilstedeværende PAH stammer kun fra ufullstendig forbrenning, men av foreløpig ukjent opphav (figur 18). THC og TBT ble ikke målt i Ålesund havn (kfr. vedlegg 4 og 5).



Figur 18. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser gitt i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Ålesund havn, 1993.

4.9.2. Tidligere undersøkelser

Tidligere undersøkelser i Ålesund havneområde begrenser seg til undersøkelser av tungmetaller i sedimentene og da spesielt målinger av Hg. Undersøkelsene har også vært konsentrert omkring området Aspevågen (vedleggsfigur 9). I 1977 ble det bl. a. målt 2.14 mgHg/kg, 1.3 mgCd/kg, 348 mgPb/kg og 2996 mgZn/kg tørrvekt (overflatesedimentet 0-2 cm) i dypområdet i Aspevågen (Bokn et al. 1979). To stasjoner i det samme området ble senere undersøkt i 1990 (6 prøver fra sedimentnivå 0-6 cm). Variasjonen i Hg-forekomstene lå mellom 1.73-3.55 mg/kg tørrvekt og nivåene for de andre metallene noe lavere enn i 1977 (Molvær og Bakke 1991). Målinger i 1992 viste at Hg-nivåene fortsatt var høye og lå mellom 1.45-3.12 mg/kg tørrvekt (Helland og Bakke 1993).

Oppfølgende undersøkelser på det observerte Hg-problemet i Ålesund havneområde ble gjennomført ved en spesialundersøkelse i Skutevika. Ulike sedimentnivåer fra overflaten og ned til maksimalt 19 cm viste konsentrasjoner i området 0.05-12.79 mg/kg tørrvekt (Helland og Fagerhaug 1993).

Foreløpige resultater fra siste års oppfølging av forholdene og undersøkelsene i Aspevågen, viste at det sentralt utenfor Liaaen-verftet finnes Hg-konsentrasjoner opp til 226 mg/kg tørrvekt. Slike nivåer representerer mer enn 1500 ganger overkonsentrasjon (Helland 1994a).

4.9.3. Potensielle forurensningskilder

Det finnes en rekke potensielle kilder til forurensning i Ålesund havneområdet og havnen preges av de mange mekaniske verkstedene, skipsverftet og bunkrings-/tankanleggene (Norges sjøkartverk 1992). Det finnes totalt 4 kommunale fyllinger enten med direkte kontakt eller med mulig avrenning til havneområdet. Disse fyllinger har siden 1930-tallet vært benyttet til deponering av en rekke typer spesialavfall. Flere områder er blitt karakterisert som industrifyllinger og/eller forurenset grunn (NGU 1990d), bl. a. Liaaen A/S (maling, olje og spesialavfall) og Strafo A/S (galvanoteknisk avfall). Av andre definerte kilder i havneområdet må Ålesund gassverk nevnes. Her ble det behandlet kull og tjære og det er påvist avrenning fra den forurensete grunnen til Aspevågen. I tillegg slippe byens kloakk ut i havna.

I Skutvika er det tidligere spesifisert virksomheter, bl. a. Holk skraphandel frem til 1940, Simonsen skraphandel frem til tidlig på 1970-tallet og Florvåg verft nedlagt på slutten av 1950-tallet, som potensielle bidragsyttere til den alvorlige Hg-forurensningen i havneområdet.

4.9.4. Tilstand og vurdering

Ålesund havn har siden 1950 årene hatt en alvorlig Hg-problem som gir seg utslag i svært høye konsentrasjoner i sedimentenes øvre lag (tabell 12). Spesielt er lokaliteter som Aspholet og Skutvika kraftig påvirket, men det er også registrert høye konsentrasjoner andre steder. Overkonsentrasjoner av Cd, Pb, Cu og Zn i tillegg (forurensningsgrad 3), tyder på at tungmetaller generelt kan være et problem både lokalt og i nærområdet utenfor selve havna. Dette indikerer at det er nødvendig å gjennomføre supplerende undersøkelser i sedimentene, spesielt fordi datagrunnlaget er mangelfullt og potensielle kilder mange.

Behovet for kartlegging øker ytterligere dersom man betrakter forekomstene av organiske miljøgifter. Både PCB og PAH er registrert i høye konsentrasjoner tilsvarende forurensningsgrad 5, samt DDT tilsvarende forurensningsgrad 4, slik at omfanget av tilstanden bør klarlegges. Dessuten mangler det fortsatt informasjon vedrørende TBT og THC. Undersøkelser i Ålesund havn bør gis høyeste prioritet.

Tabell 12. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter (0-19 cm) fra Ålesund havn, 1977-1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Ålesund havn														
Denne undersøkelsen	5	-	3	3	2	2	2	-	5	4	2	5	-	-
Bokn et al. 1979, 22 pr. Borgundfj.	3	3	3	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molvær og Bakke 1991, 6 pr. Borgundfj.	4	2	3	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helland og Bakke 1993, 28 pr. Aspevåg.	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helland og Fagerhaug 1993, 27 pr. Skutvika	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helland 1994a Aspevågen	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

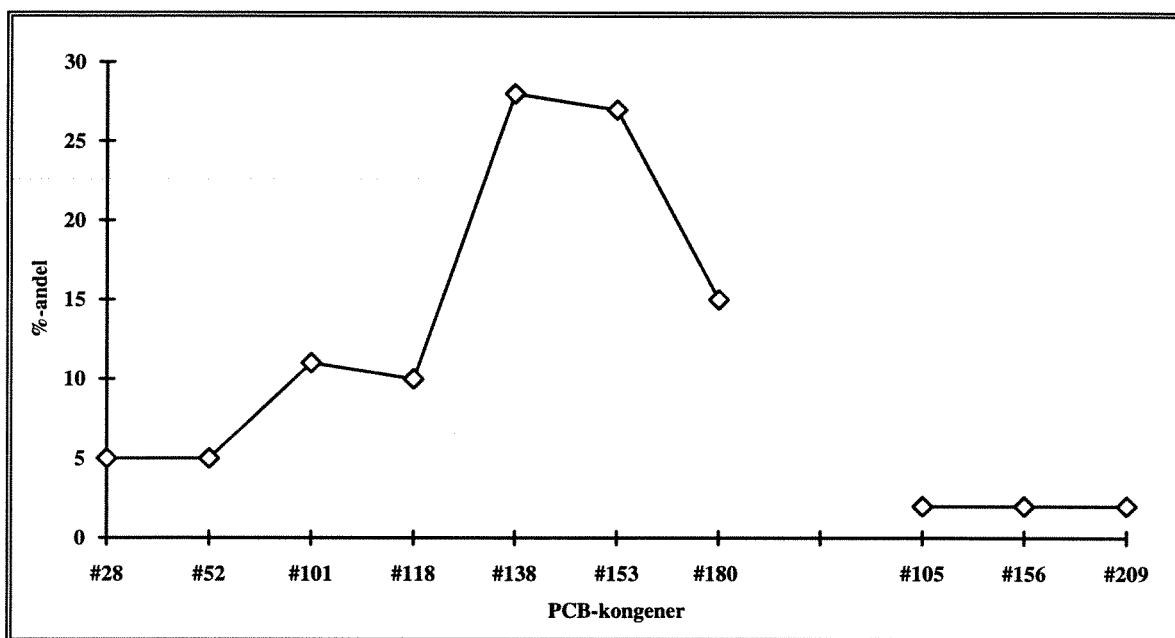
4.10. Måløy havn

Det ble samlet inn materiale fra 3 stasjoner fra Måløy havneområde, hvorav en overflateprøve (MÅL02; 0-2 cm) ble undersøkt for innholdet av miljøgifter (vedleggsfigur 10). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.10.1. Miljøgifter i sedimenter

Forekomstene av tungmetaller i Måløy havneområde var relativt begrenset (vedlegg 1). De fleste konsentrasjonene lå omkring normalnivåene (jfr. tabell 2) med unntak av Hg som opptrådte med svak overkonsentrasjon (ca. 3 ganger).

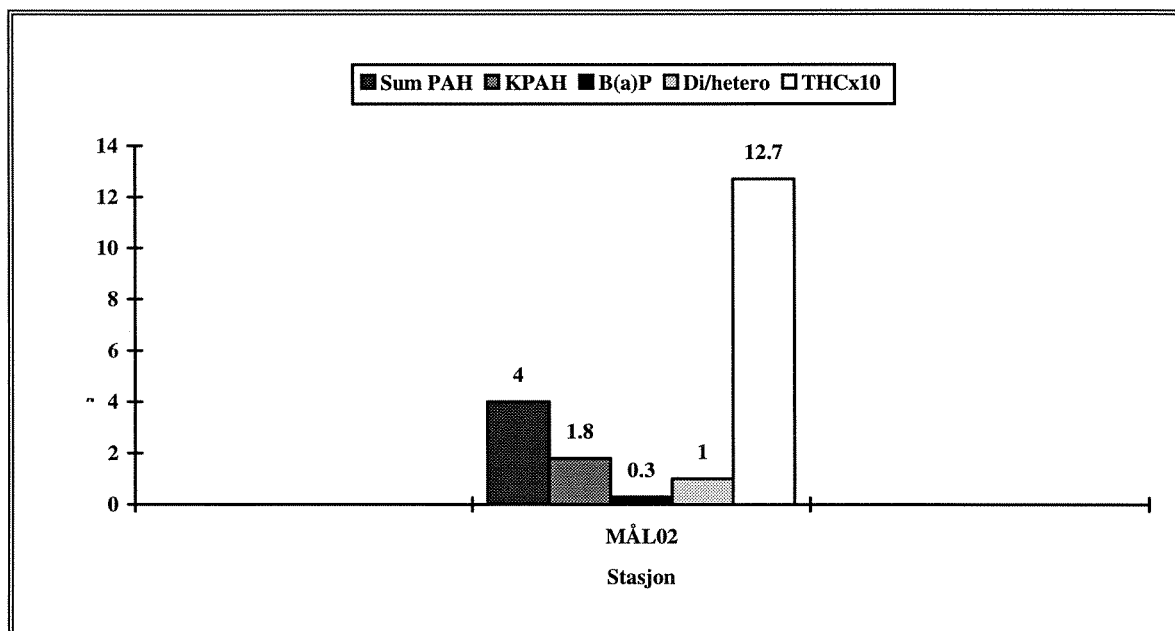
Av de undersøkte organiske miljøgifter var forekomsten av klororganiske forbindelser trolig mest fremtreden, selv om disse var lave. Total PCB ble beregnet til 30 µg/kg tørrvekt og dette tilsvarer 6 ganger antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 2). Profilen for tilstedeværende PCB-blanding var klart høyklorert (vesentlig heksaklorert) og antyder tilstedeværelse av typen Aroclor 1260 (figur 19).



Figur 19. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Måløy havn 1993. Profilen antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Av andre klororganiske komponenter bør det merkes at det ble registrert 1.6 µg/kg tørrvekt av sum DDT. Andre komponenter ble ikke målt over deteksjonsgrensen på 0.5 µg/kg for enkeltkomponenter (vedlegg 2).

Det ble registrert en konsentrasjon på ca. 4.1 mg/kg tørrvekt for sum PAH og sedimentprøven var dominert av fluoranten. Dette representerer en overkonsentrasjon på omkring 14 ganger antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 3). Av dette utgjorde sum KPAH og B(a)P hhv. ca. 44% og 8%, noe som antyder en forekomst av forbrenningsavledet PAH i overflatesedimentene. Antagelsen understøttes av den lave andelen di-/heterosykliske forbindelser på 2% (figur 20).



Figur 20. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Ålesund havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

Innholdet av oljehydrokarboner i prøven var dog markert med 127 mgTHC/kg tørrvekt eller ca. 13 ganger det antatte bakgrunnsnivået for marine områder (vedlegg 5). Tilsvarende antyder det målte innholdet av TBT på 8 µg/kg tørrvekt omkring 3 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 4).

Det eksisterer ingen tidligere informasjon om miljøgifter i sedimenter fra Måløy havneområde.

4.10.2. Potensielle forurensningskilder

Måløy havneområde utgjøres av det langstrakt Ulvesundet, som er ca. 5 km fra Kapellneset i nord til Måløybroen og selve havna i syd (Norges sjøkartverk 1990b). På denne strekningen finnes det en lang rekke potensielle forurensningskilder i form av småindustri, mekaniske verksteder med båtslipper, tankanlegg, småbåthavner, oppdrettsanlegg mm. Til kommunen er det også knyttet to fyllinger hvor det er foretatt ukontrollert deponering av mulig spesialavfall (NGU 1990c).

4.10.3. Tilstand og vurdering

På bakgrunn av de begrensede måleresultatene antas det at det ikke er nevneverdige forurensningsproblemer knyttet til Måløy havneområde (tabell 13). Forekomstene av tungmetaller antyder samlet moderate forurensning omkring bakgrunnsnivåer (forurensningsgrad 2). Dog signaliserer sedimentdataene at det lokalt kan finnes markert forhøyede konsentrasjoner av enkelte miljøgiftkomponenter tilsvarende forurensningsgrad 3 (bl. a. PCB, DDT(?) og PAH). Det kan derfor finnes grunnlag for en utvidet sedimentundersøkelse, men kartleggingen i Måløy havneområde bør foreløpig ikke gis noen særlig prioritet.

Tabell 13. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Måløy havn, 1993.

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

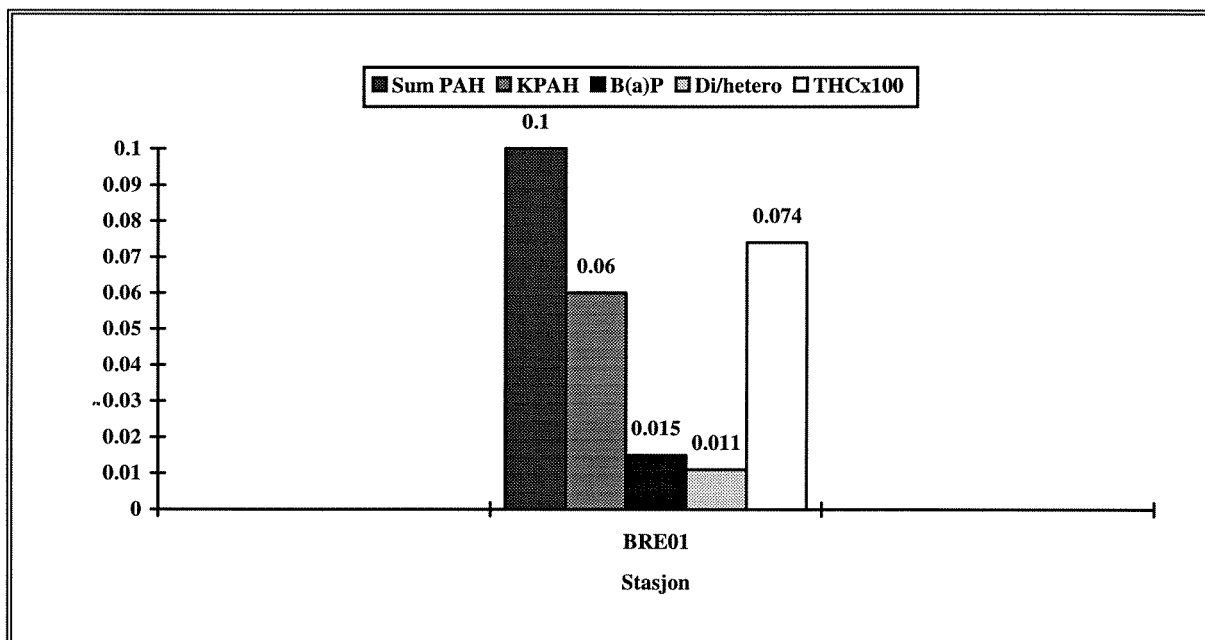
4.11. Bremanger-området

Det ble samlet inn overflatesedimenter (0-2 cm) fra kun en stasjon i området utenfor Bremanger havn (Bremangerpollen) for analyse av miljøgifter (BRE01). Årsaken til at det ble valgt å plassere stasjonen syd i Oldersundet, fremfor i selve havnen var for om mulig også å fange opp forurensninger og påvirkning fra området Nordgulen/Svelgen mot syd (ikke vist i vedleggsfigur 11). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.11.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble ikke funnet konsentrasjoner av tungmetaller over normalnivåer (jfr tabell 2) i Bremanger-området. Resultatet for målinger av As ble oppgitt til over antatt bakgrunnsnivå, men dette skyldes snarere høy deteksjonsgrense ved analysen enn en reell overkonsentrasjon (vedlegg 1).

Det ble ikke registrert konsentrasjoner av persistente klororganiske forbindelser over deteksjonsgrensen (vedlegg 2).



Figur 21. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Bremanger-området, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

PAH-innholdet i overflate sedimentene synes å være svært karakteristisk og særegent. Dette kan skyldes at konsentrasjonen av sum PAH var svært lav, dvs. bare ca. 0.1 mg/kg tørrvekt som er under antatt normalnivå for marine sedimenter (jfr. tabell 2). Det karakteristiske ved den tilstedeværende PAH-sammensetningen var at den var dominert av potensielt kreftfremkallende forbindelsen indeno(1,2,3-cd)pyren (ca. 36%) og totalt utgjorde KPAH nærmere 60%. Andelen av forbindelsen B(a)P var også høy og hele 15%. Da di-/heterosykliske forbindelser utgjorde 11% av sum PAH er det ut fra dette vanskelig å si noe entydig om opprinnelsen, men kan være relatert industrien ved Norgulen (jfr. også figur 21).

Nivået av olje i den undersøkte sedimentprøven fra Bremanger inneholdt kun 7.4 mgTHC/kg sediment, noe som tilsvarer et normalnivå for marine sedimenter (tabell 2 og vedlegg 5). TBT ble ikke kvantifisert over deteksjonsgrensen (vedlegg 4).

4.11.2. Tidligere undersøkelser

Det er ikke tidligere foretatt sedimentundersøkelser i direkte tilknytning til Bremanger havn eller den aktuelle prøvestasjonen. Men det kan nevnes to undersøkelser fra Nordgulen området i løpet av 1980-tallet som ble gjennomført av Miljøplan (1986, 1988) og som har en viss relevans til denne undersøkelsen. Det ble funnet noe tungmetaller og PAH i overflatesedimentene, men langt fra alarmerende nivåer.

4.11.3. Potensielle forurensningskilder

Det er noe vanskelig å diskutere potensielle forurensningskilder for Bremanger-området, først og fremst pga. beliggenhet og størrelse. Plasseringen av stasjonen i undersøkelse ble gjort på bakgrunn av at Bremanger havn (Bremangerpollen) er liten og ligger vestvendt rett ut mot Nordsjøen. Sedimentene der var i utgangspunktet kraftig energipåvirket og besto vesentlig av grov sand. Det ble derfor som et kompromiss valgt å plassere stasjonen utenfor Kallvåg, syd i Oldersundet (vedleggsfigur 11). Det var også svært grove sedimenter her, men antagelsen om at sedimentene på dette sted trolig ville fange opp eventuelle forurensningstilførsler, både lokalt, fra Bremanger havn og ikke minst Nordgulen, var vesentlig i denne avgjørelsen (jfr. Norges sjøkartverk 1990b).

Av mulige forurensningskilder i Bremanger-området ligger de fleste kommunale/private avfallsplasser og industrifyllinger sjønært, men et stykke unna i Nordgulen (Setervika, Elkem, Langneset, Dypevika og Slenesvika). Bare Trongsundet avfallsplass ligger i nær tilknytning til selve prøvestasjonen. Det har siden 1955 og frem til i dag vært deponier mange typer miljøgifter på de ulike fyllingene (primært PAH- og tungmetallholdig avfall). Andre typer spesialavfall har trolig også inngått (NGU 1990c). Størst påvirkning i hele Bremanger-området mht. potensiell forurensning har trolig virksomheten i Nordgulen i form av utslipp og sjødeponier (koks, kullflis, jernslag, tjære, elektrodemasse, etc.), men omfanget og influensområdet er foreløpig ukjent. Det finnes også noe verkstedsdrift, småindustri, tankanlegg etc., men eventuelle bidrag fra disse anses å være av svært lokal karakter.

4.11.4. Tilstand og vurdering

Resultatene viser at alle undersøkte miljøgiftkomponenter i Bremanger-området opptrer på bakgrunnsnivåer. Det kan likevel ikke avskrives lokale påvirkninger fra industrien og annen virksomhet, men eventuelle videre kartleggingsundersøkelser bør gis svært lav prioritet.

Tabell 14. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Bremanger-området, 1984-1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Bremanger-området														
Denne undersøkelsen	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	-	2
Nordgulen														
Miljøplan 1986, 1988	-	3	3	2	2	2	-	-	-	-	-	3	-	-

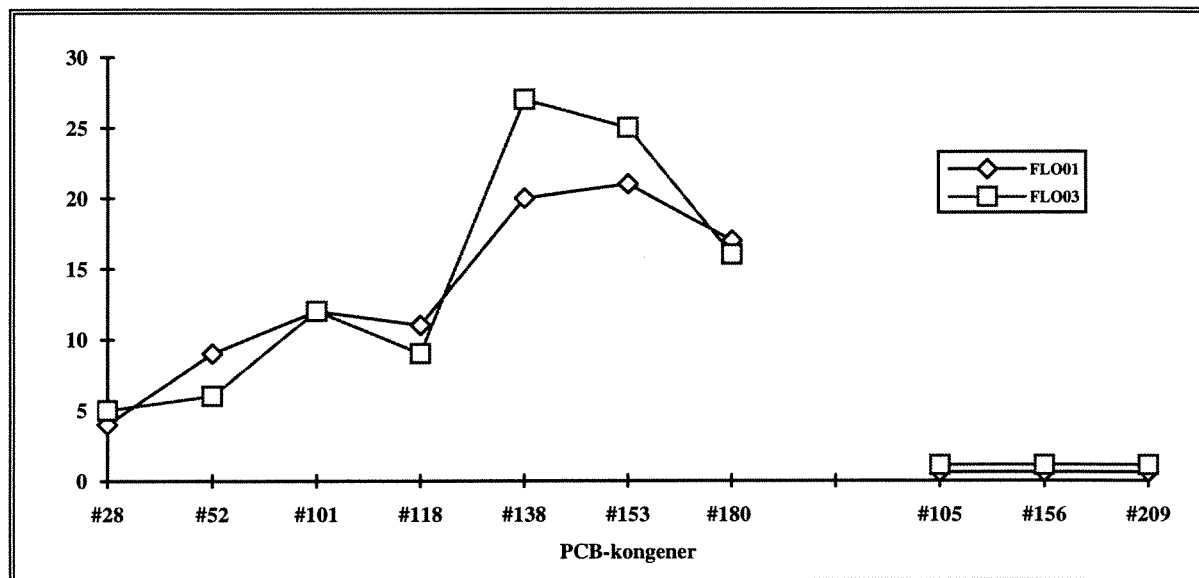
4.12. Florø havn

Overflatesedimenter (0-2 cm) fra 3 stasjoner ble samlet inn i Florø havn, hvorav en stasjon fra havneområdet i syd (FLO01) og en fra området mot nordøst (FLO02) ble analysert (vedleggsfigur 12). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.12.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble registrert moderate til markerte konsentrasjoner av tungmetaller i overflatesedimentene i Florø havneområde (vedlegg 1). Gjennomgående var nivåene høyere mot nord, noe som kan ha sammenheng med beliggenheten av skipsverftet, og mest markert var forekomsten av Hg med konsentrasjoner fra 1.13-3.11 mg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer mer enn 20 ganger overkonsentrasjon. Det ble også målt forhøyede konsentrasjoner for Cd og Pb hhv. 9 og 4 ganger de antatte bakgrunnsnivåer. Resterende metaller ble funnet kun svakt forhøyet eller omkring normalnivåer.

Mest oppsiktsvekkende for Florø havn var forekomstene av persistente klororganiske forbindelser, til tross for at konsentrasjonene var gjennomgående lave (vedlegg 2).



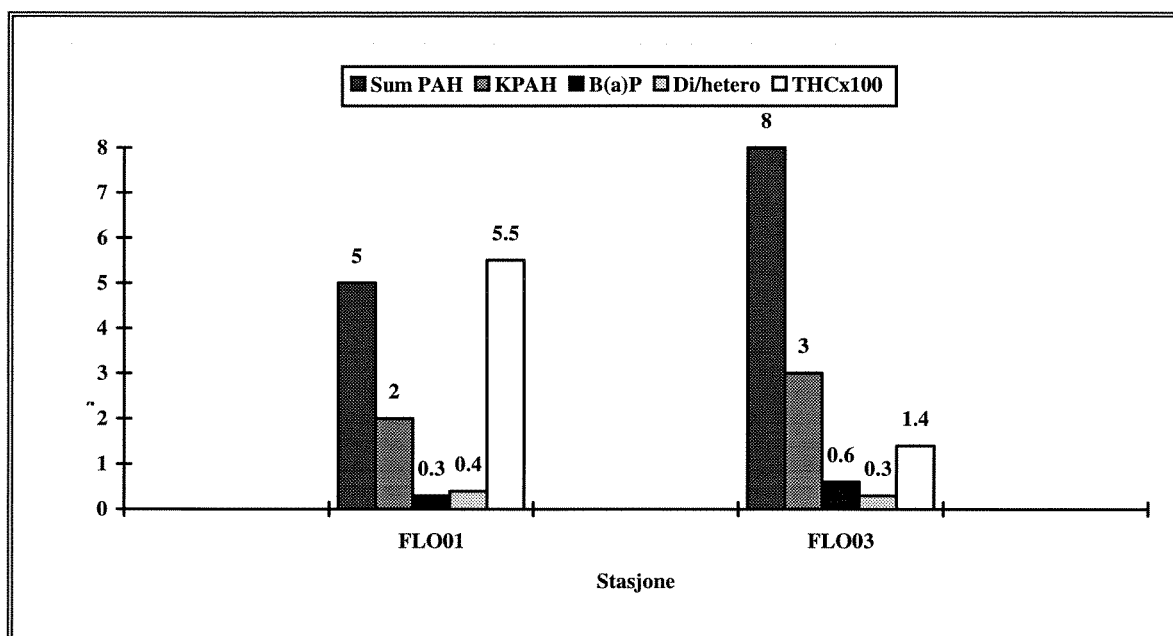
Figur 22. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Florø havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Forekomsten av PCB ble beregnet til fra 40-74 µg/kg tørrvekt eller 8-15 ganger antatt bakgrunnsnivå. I motsetning til metallene ble det registrert mest PCB i det sydlige havneområdet. Profilene av tilstedeværende PCB-blanding var svært like, høyklorert og antyder opphav av typen Aroclor 1260 (figur 22).

I FLO01 fra havnen i syd ble det funnet konsentrasjoner av 5CB, HCB og α-HCH like over deteksjonsgrensen og nedre grense for tilstandsklasse II, dvs. 0.5-0.6 µg/kg tørrvekt. Tilsvarende nivå for HCB ble også målt i FLO03 (vedlegg 2). Begge prøver inneholdt også forhøyede konsentrasjoner av sum DDT på hhv. 0.7 og 6.5 µg/kg tørrvekt. Sistnevnte nivå målt i FLO01 tilsvarer ca. 13 ganger overkonsentrasjon.

Forekomstene av PAH i sedimentprøvene var fra 4.8-8.1 mg/kg tørrvekt. Begge prøver var dominert av forbindelsen fluoranten med et KPAH innhold på 40% (vedlegg 3). B(a)P alene utgjorde i begge prøver 7% og dette tyder i utgangspunktet på at PAH-forekomsten er forbrenningsavledet. Andelen av di-/heterosykliske forbindelser var hhv. 4 % og 8 %, hvorav høyest i FLO01. Forskjellene kan antyde at sedimentene i den sydlige havnen er svakt påvirket av oljeavledet PAH i tillegg de dominerende forbrenningsrestene (figur 23).

Den nevnte påvirkningen av oljerelaterte forurensninger understøttes av at FLO01 også inneholdt 549 mgTHC/kg tørrvekt. Det ble kun analysert TBT i prøven fra det nordlige havneområdet FLO03 og innholdet var 12 µg/kg tørrvekt.



Figur 23. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Florø havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

4.12.2. Potensielle forurensningskilder

Florø havneområde er omgitt av en rekke potensielle forurensningskilder med bl. a. 4 bunkrings-/tankanlegg, 3 mekaniske verksteder, et skipsverft, småbåthavn og flyplass (Norges sjøkartverk 1990c). Totalt er det også kartlagt 5 industri-/avfallsfyllinger i nærområdet til havnen, som har

vært benyttet siden 1950-tallet. En av disse har siden 1965 vært benyttet til deponering av aske fra Klavelandet forbrenningsanlegg. Ellers har det gjennom tidene blitt deponert mye maling- og lakkrester, løsemidler, PVC, polyester o.l. på flere av fyllingene (NGU 1990c).

Det bør også nevnes at det er knyttet en rekke småindustrier (fiskeforedling, hermetikk, sildeolje mm.) og ikke mindre enn 8 undervannsutslipp (kloakk og industri) til Florø havneområdet.

4.12.3. Tilstand og vurdering

De samlede resultater antyder at hele havneområdet omkring Florø er markert til kraftig forurenset av flere miljøgiftkomponenter. Særlig fremtrer tungmetaller (Hg, Cd og Pb) og til dels oljehydrokarboner (THC) som belastende i de nordlige områder (forurensningsgrad 3-4).

Tabell 15. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Florø havn, 1993.

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

Dette forhold eller forekomster kan normalt ha sammenheng med tilførsler fra virksomheten ved skipsverftet. I det sydlige havneområdet er forekomstene av PAH og de klororganiske miljøgiftene i overflatesedimentene mer dominerende (tabell 15).

Det er på bakgrunn av måleresultatene og det relativt høye antall potensielle tilførselskilder i Florø havneområde grunnlag for en utvidet kartlegging av tilstanden i sedimentene. En slik undersøkelse bør gis høy prioritet.

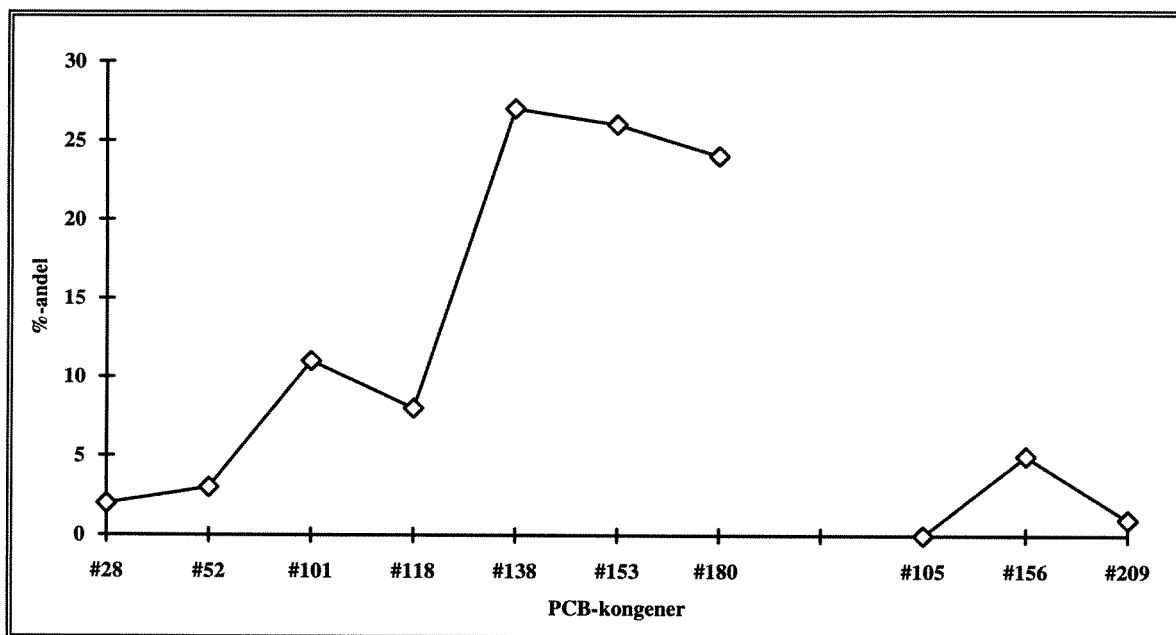
4.13. Haugesund havn

Haugesund havn og det tilgrensende Karmsundet er tidligere forholdsvis godt undersøkt i miljøgiftsammenheng, men kun på et utvalg av parametere (jfr. kap. 4.13.2). Det ble derfor valgt å inkludere to sedimentstasjoner herfra (HAU01 og HAU02) for å utvide vurderingsgrunnlaget (vedleggsfigur 13). Analysene ble av ulike årsaker fordelt på de to prøvene noe som oppgis i hvert enkelt tilfelle nedenfor. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.13.1. Miljøgifter i sedimenter

Forekomsten av tungmetaller i overflatesedimentene (HAU02; 0-2 cm) i Haugesund havneområde var forholdsvis høye. Mest markert var forekomsten av Hg på 3.79 mg/kg tørrvekt eller ca. 25 ganger bakgrunnsnivået. Innholdet av de resterende metaller reflekterer moderate til markerte belastninger med overkonsentrasjoner mellom ca. 1.5-8 ganger bakgrunnsnivåene (vedlegg 1).

Sedimentprøven (HAU01) inneholdt også forholdsvis mye persistente klororganiske forbindelser og total PCB ble beregnet til 135 µg/kg tørrvekt, tilsvarende omlag 27 ganger det antatte bakgrunnsnivået (vedlegg 2).



Figur 24. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Haugesund havn 1993. Profilen antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Tilstedeværende PCB-type var svært høyklorert (heksa- og heptaklorerte kongener) og var trolig av typen Aroclor 1260 (figur 24). Aroclor 1260 har vært anvendt i en rekke sammenhenger, først og fremst i elektriske transformatorer og hydrauliske væsker, men også som mykningsstoff i syntetiske resiner (Hutzinger et al. 1974).

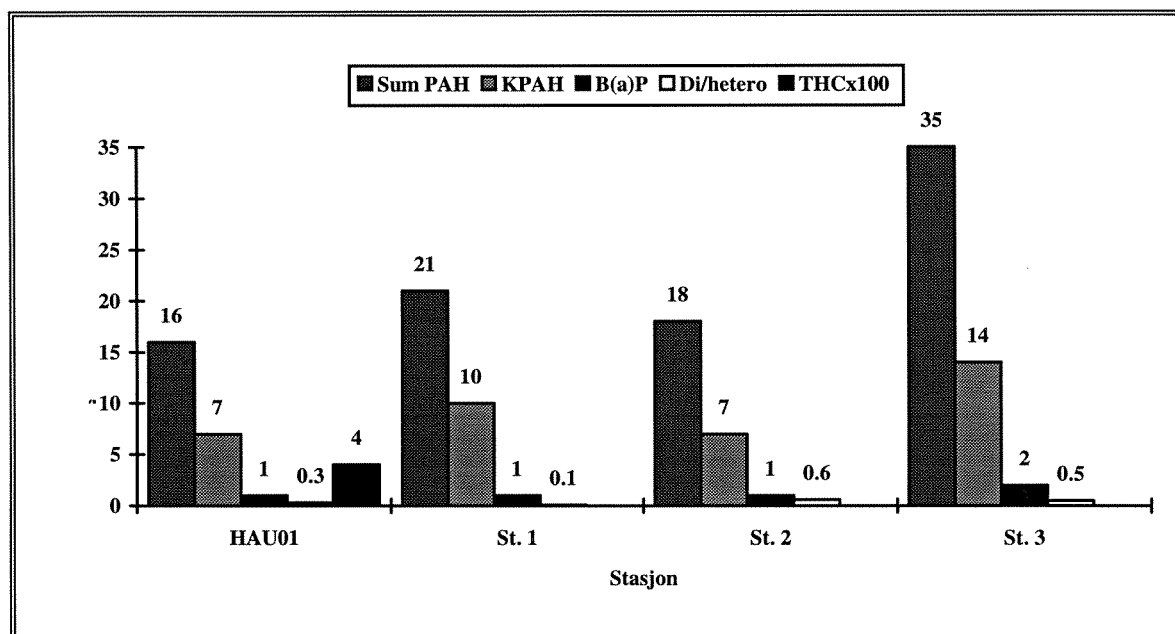
Av de andre undersøkte persistente klororganiske komponenter ble det funnet 0.9 µg/kg tørrvekt av 5CB og 3.2 µg/kg tørrvekt med sum DDT, tilsvarende hhv. ca. 2 og 6 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 2).

Sedimentenes innhold av PAH-forbindelser (HAU01) var relativt høyt og sum PAH ble målt til 15.8 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3). PAH-sammensetningen var dominert av fluoranten og KPAH-andelen var over 42%. Av gruppen potensielt kreftfremkallende stoffene utgjorde B(a)P nærmere 8%, noe som tyder på tilstedeværelse av rent forbrenningsavledet PAH (figur 25). Disse forhold er klart sammenliknbare med hva som tidligere er registrert for PAH i sedimenter fra Haugesund havn (jfr. Knutzen et al. 1989). Andelen di-/heterosykliske forbindelser var kun 1.5% og det kan bemerkes at nivåer som dette (< 2%) også ble registrert utenfor skipsverftene i Ålesund og Måløy havn (jfr. kap. 4.9.1 og 4.10.1).

Under feltarbeidet ble det visuelt observert olje i prøve HAU01, derfor ble denne analysert for innholdet av THC i stedet for HAU02 (vedlegg 5). Konsentrasjonen var likevel forholdsvis moderat dvs. 402 mgTHC/kg eller tilsvarende ca. 40 ganger overkonsentrasjon (jfr. figur 25).

Forekomsten av TBT i overflatesedimentene utenfor skipsverftet bekreftet etter all sannsynlighet tilførsler fra virksomheten der og var på 1266 µg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer mer enn 420 ganger

det foreslåtte bakgrunnsnivået (vedlegg 4) og var samtidig en av de høyeste konsentrasjoner for TBT målt i denne undersøkelsen.



Figur 25. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Haugesund havn, 1988-1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC. Supplerende data fra Knutzen et al. 1989.

4.13.2. Tidligere undersøkelser

Miljøundersøkelser av betydning i Haugesund havnområde ble innledet med orienterende kartlegging av Smedasundet og hele Karmsundet (Skei 1978) mht. metaller og organiske forbindelser. Konklusjoner den gang var at sedimentene var kraftig forurenset av tungmetaller (Hg og til dels Cd, Pb og Cu), men også PAH og PCB. Senere på 1980-tallet ble undersøkelsene vesentlig konsentrert omkring metaller (Berg 1981, Aabel 1987) og nye resultater pekte i retning av at Hg-forurensningen fortsatt var dominerende, med den samme gjennomgående forekomst av Cd, Pb og Cu (moderat til markert).

En oppfølgende sedimentundersøkelse i hele havneområdet fra Smedasundet i nord til Koppervik i syd, ble det også undersøkt vertikaltutbredelse (Knutzen et al. 1989). Miljøgiftdataene understøttet de markerte tungmetallforekomstene og det ble samtidig konstatert at PAH-innholdet flere steder var alarmerende høyt (nord-sydgående gradient med ca. 20-100 mg/kg tørrvekt). Det ble også funnet spor av klororganiske komponenter i enkelte prøver i denne undersøkelsen. Kun PAH-data fra selve Haugesund havneområde er inkludert i figur 25.

En annen regional undersøkelse i Haugesund havneområde (Smedasundet, Rekavika og Gardsvika) ble gjort 1991/1992 (Vea og Aabel 1992). Det ble registrert svært varierende mengder av tungmetaller og mest fremtredende var nok en gang høye forekomster av Hg og Pb i Smedasundet. Det ble også registrert moderate forekomster av Cd og Cu her (tabell 17).

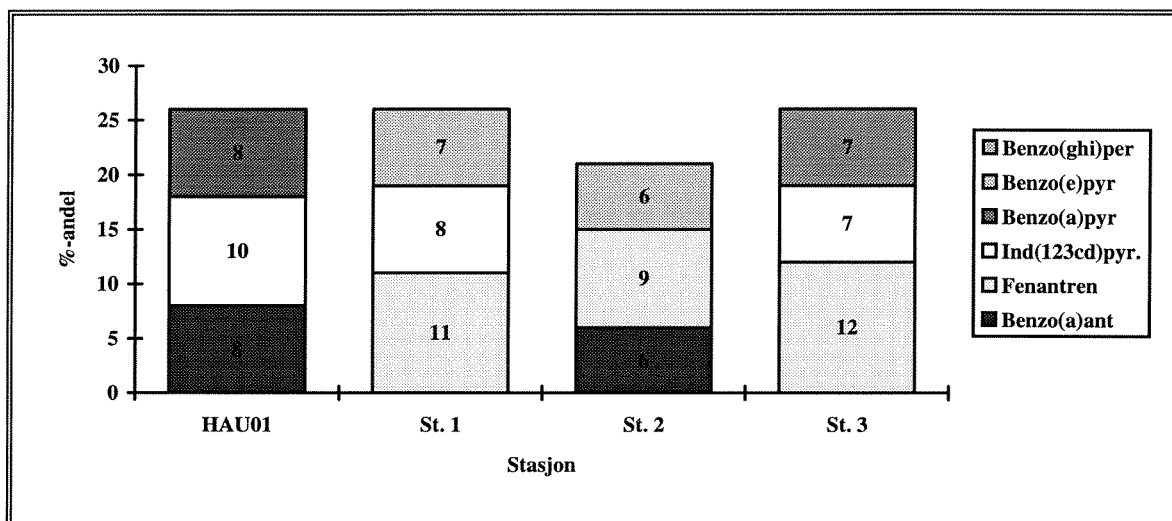
4.13.3. Potensielle forurensningskilder

Haugesund havn er et relativt stort og trafikkert område og i praksis omfatter det også nordre deler av Karmsundet ned til Koppervik (Norges sjøkartverk 1990a). Dette gjør at antallet potensielle forurensningskilder er mange. Tidligere miljøundersøkelser antyder at tungmetallbelastningen først og fremst skyldes tilførsler via de mange utslippledningene i området og da særlig byens hovedkloakk i Smedasundet. Havnen er også omgitt av en rekke kommunale fyllplasser hvor det trolig har foregått ukontrollert deponering av bl. a. spesialavfall siden krigen. I tillegg eksisterer det en rekke lokaliteter (særlig knyttet til aluminiumsindustrien) som er klassifisert som både ny og gammel forurenset industrigrunn (NGU 1989b). Både sedimenter og organismer i Karmsundet er som kjent belastet med PAH .

Tabell 16. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Haugesund havn, 1988-1993. Supplerende data er fra Knutzen et al. 1989.

Prøve	1. fb.	%	2. fb.	%	3. fb.	%	4. fb.	%	5. fb.	%	6. fb.	%	7. fb.	%
HAU01	Fluor.	14	Pyren	11	B(b)F	11	Indeno.	10	B(a)A	8	Kr./Tr.	8	B(a)P	8
St. 1	B(b)F	22	Fluor.	13	Pyren	11	Fen	11	Kr./Tr.	9	Indeno.	8	B(e)P	7
St. 2	B(b)F	15	Fluor.	14	Pyren	10	Kr./Tr.	10	Fen	9	B(a)A	6	B(e)P	6
St. 3	B(b)F	16	Fen	12	Fluor.	11	Kr./Tr.	8	Pyren	8	Indeno.	7	B(ghi)P	7

Ved å sammenlikne den nye PAH-profilen med profiler fra undersøkelsen på slutten av 1980-tallet kan det ses at forurensningene trolig stammer fra samme hovedtype forbrenningsrelatert kilde, ved at prøvene innbyrdes har minimum 5 dominerende komponenter felles. Men sedimentprøven fra det indre havneområdet (HAU01) er likevel noe ulik (tabell 16 og figur 26). Det kan bemerkes at forskjellen ligger i manglende innslag av fenantren, da krysen, trifenylen og benzo(a)anthracen alle er 4-rings og B(a)P og B(e)P begge er 5-rings PAH-forbindelser med lik molekylvekt og trolig omtrent samme egenskaper (jfr. Thrane 1988).



Figur 26. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser (felles forbindelser i alle prøver er fjernet) i tilstedeværende PAH i Haugesund havn, 1993. Supplerende data er fra Knutzen et al. 1989. Rekkefølgen i kolonnene er lik rekkefølgen i listen til høyre, jfr. også rekkefølge og %-andelene i tabell 16.

Knyttet til havneområdet er det totalt 11 bunkrings- og tankanlegg, 5 mekaniske verksteder, samt 3 skipsverft som alle anses i varierende grad å kunne gi diffuse bidrag til den totale forurensningen. Foruten rekken av forurensningsbidrag fra en svært varierende industri (kjemisk, fiskerirelatert, gruvedrift etc.) antas den hyppige båt- og skipstrafikken gjennom Karmsundet til havnen å være belastende.

4.13.4. Tilstand og vurdering

Samlet viser både nye og eldre resultater at Haugesund havn er kraftig belastet med miljøgifter. Helt siden slutten av 1970-tallet er det påvist høye konsentrasjoner av tungmetaller i sedimentene, spesielt Hg. Lokalt er det registrert sterk til meget sterk Hg-forurensning mange steder (forurensningsgrad 4-5). Også observasjoner av en generell markert til sterk forurensning av Cd, Pb og Cu (forurensningsgrad 3-4) tyder på flere aktive kilder for tungmetaller i dette havneområdet.

Likeledes indikerer registreringene av organiske forbindelser bl. a. forurensningsgrad 5 både for PCB, PAH og TBT på et temmelig alvorlig forurensningsproblem. Det forhold at nivåer er høye, at

Tabell 17. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Haugesund havn og Karmsundet (nordre del), 1977-1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Haugesund havn														
Denne undersøkelsen	4	3	3	3	2	2	2	2	4	3	2	4	5	3
Karmsundet														
Skei 1978	5	3	3	3	2	2	1	-	5	-	-	5	-	-
Karmsundet														
Berg 1981	4	3	3	2	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Karmsundet														
Knutzen et al. 1989	3	3	3	3	2	-	-	-	2	1	1	5	-	-
Haugesund Havn														
Vea og Aabel 1992	4	3	4	3	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-

miljøgiftundersøkelser er gjennomført over en lang tidsepoke (nærmere 20 år), men at kartleggingen til gjengjeld har vært svært spredt geografisk, tyder på at det er nødvendig med supplerende undersøkelser. Spesielt vil det være nødvendig å øke kjennskapet til kildene for og utbredelsen av de fleste organiske miljøgiftkomponentene. Ytterligere undersøkelser mht. miljøbeskyttende tiltak bør gis høy prioritet i Haugesund havn og Karmsundet.

4.14. Sandnes havn

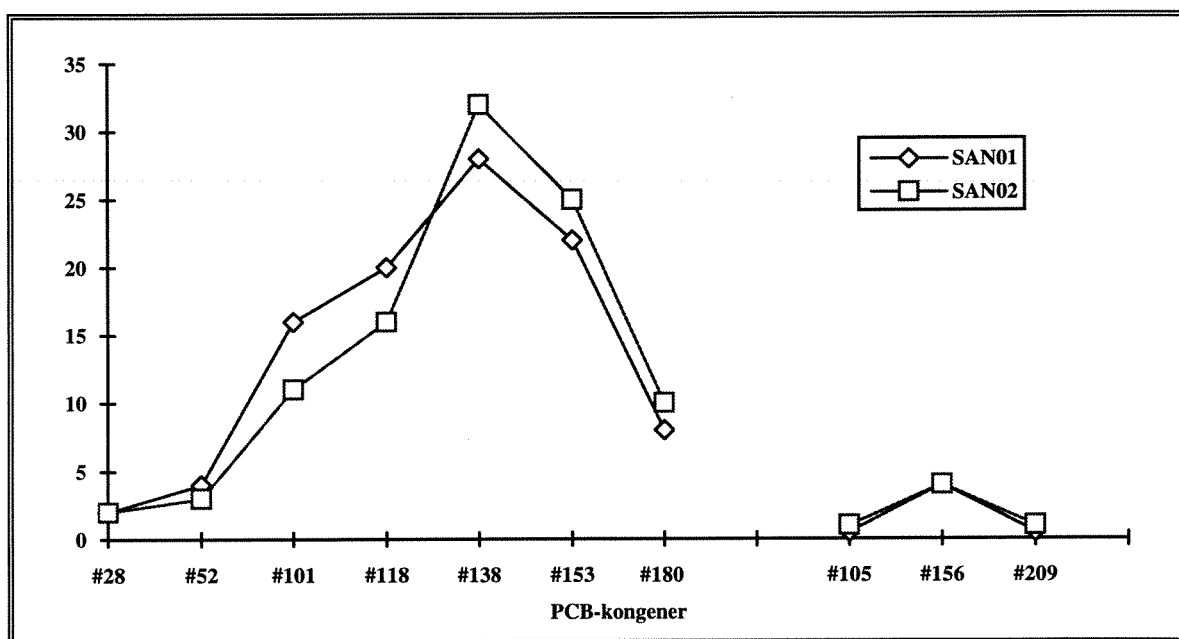
Sandnes havn utgjøres av de indre deler av Gandsfjorden og det ble inkludert to stasjoner (overflatesedimenter 0-2 cm) herfra. SAN01 er lokalisert innerst i Vågen og SAN02 midtfjords utenfor Luravika (vedleggsfigur 14). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.14.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble registrert forholdsvis moderate forekomster av tungmetaller i de to sedimentprøvene fra Sandnes havn. Mest markert her var forekomsten av Hg (1.03-1.45 mg/kg tørrvekt) som indikerer overkonsentrasjoner på maksimalt ca. 10 ganger bakgrunnsnivået. Resterende metaller ble registrert fra under normalnivåer til kun svakt forhøyet (vedlegg 1).

Forekomsten av persistente klororganiske forbindelser var forholdsvis moderat og mest fremtredende her var den registrerte mengden med PCB. Beregnet total PCB var fra 49-90 µg/kg tørrvekt noe som representerer ca. 10-20 ganger det antatte bakgrunnsnivået (jfr. vedlegg 2). PCB-profilene i begge prøver er svært like og indikerer tilstedeværelse av en høyklorert PCB-blanding av typen Aroclor 1260 (figur 27).

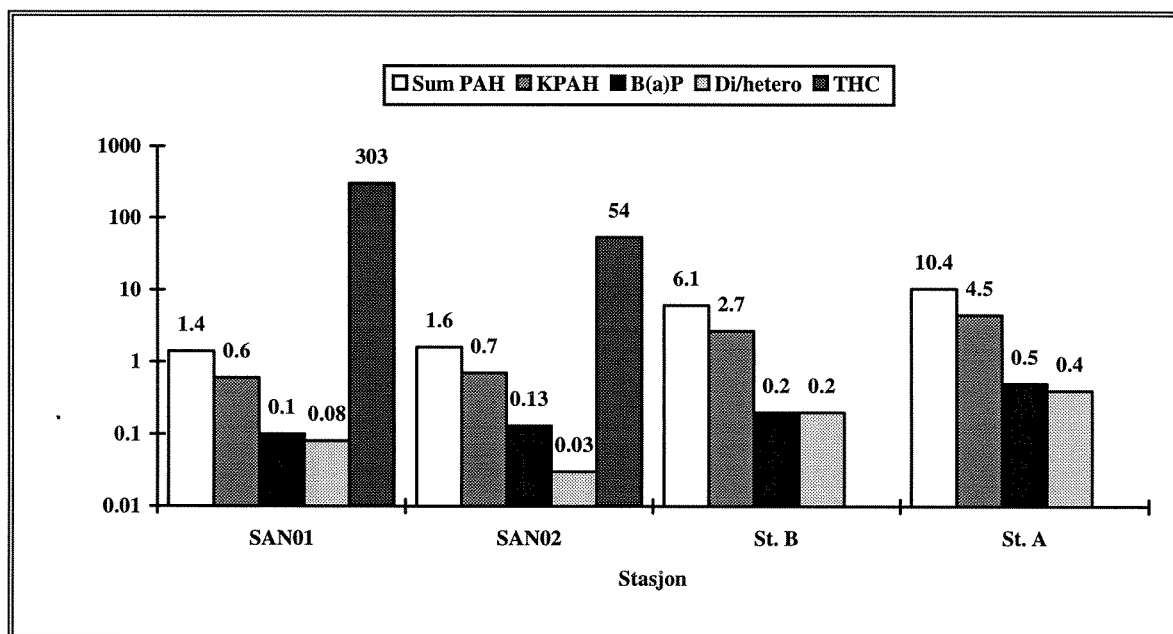
Det ble også registrert forhøyede konsentrasjoner av HCB (0.6-3.2 µg/kg tørrvekt) og sum DDT (2.2-4.6 µg/kg tørrvekt) i sedimentprøvene (vedlegg 2). Dette representerer overkonsentrasjoner fra omkring 1-10 ganger bakgrunnsnivåene.



Figur 27. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandnes havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260.

Forekomsten av PAH i Sandnes havn var svært moderat og med liten variasjon. Konsentrasjonene lå mellom 1.4-1.6 mg/kg tørrvekt for sum PAH og sammensetningen var dominert av den potensielt kreftfremkallende forbindelsen benzo(b)fluoranten (vedlegg 3).

Andelen av KPAH samlet var høy og på 41-46% og B(a)P utgjorde 7-8% av total PAH. Dette tyder på at kilden til PAH-forekomsten er forbrenningsavledet PAH, noe som også bekreftes av den lave andelen av di-/heterosykliske forbindelser på 2-5% (jfr. figur 28).



Figur 28. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandnes havn, 1993. Supplerende data fra Klovning 1993, hvor verdier for KPAH og di-/heterosykliske forbindelser er estimert. Merk! Log-skala.

Det ble registrert klart varierende mengder oljehydrokarboner i to prøvene med hhv. 54 mgTHC/kg tørrvekt ute i fjorden (SAN02) og 303 mgTHC/kg tørrvekt i indre havn (vedlegg 5). Sistnevnte prøve ble også undersøkt for innholdet av TBT som var 23 µg/kg eller ca. 8 ganger et antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 4).

4.14.2. Tidligere undersøkelser

Det er kun utført en undersøkelse av sedimenter i selve Sandnes havnebasseng (Klovning 1993), men flere undersøkelser på 1970 til 1980-tallet inkluderte sedimentstasjoner fra midtre deler av Gandsfjorden (Bokn og Skei 1977, Dahle 1984, Bokn et al. 1986). De tidligste undersøkelsene fokuserte kun på forekomst av tungmetaller i sedimentenes øvre lag og i den aktuelle avstanden ute i fjorden, et stykke fra selve havneområdet lå konsentrasjonene omkring eller like over normalnivåene (maksimalt 3-7 ganger bakgrunn for Hg og Pb). Det bemerkes at de tilsynelatende forhøyede verdier av Cd fremkommer pga. høy deteksjonsgrense for dette metallet (jfr. tabell 18).

Den mer sammenliknbare undersøkelsen fra de indre havneområder (Klovning 1993) viste derimot markerte til høye konsentrasjoner for Hg, Cd, Pb og Cu. Mest markert var forekomsten av Hg med konsentrasjoner mellom 6.95-10.8 mg/kg tørrvekt. Disse nivåene tilsvarer overkonsentrasjoner inntil mer enn 70 ganger bakgrunnsnivået. Også forholdsvis høye verdier ble målt for utvalgte klororganiske komponenter bl. a. 50-120 µg/kg tørrvekt for (Merk!) sum PCB og 10 µg/kg for HCB. Sistnevnte representerte 20 ganger overkonsentrasjon og er noe høyere enn nivået som er nevnt over (jfr. 4.14.1).

Det ble også i den undersøkelsen registrert høye konsentrasjoner av PAH i begge prøver (6.1-10.4 mg/kg sum PAH) som er noe høyere enn hva som ble registrert i den sonderende undersøkelsen.

4.14.3. Potensielle forurensningskilder

Det finnes en lang rekke potensielle forurensningskilder i Sandnes havn, noe avhengig av hvordan man avgrenser selve havneområde (Norges sjøkartverk 1990a). Først og fremst preges indre deler av Gandsfjorden og områdene omkring Sandnes by av de mange kommunale-, industri- og private fyllplassene som har vært benyttet siden siste verdenskrig. Deriblant eksisterer det et metallslamdeponi med avrenning til fjorden. Det er mistanke om deponering av spesialavfall på de fleste av fyllingene og med få unntak har alle avrenning til havnen og indre deler av fjorden (NGU 1989b).

Havnen har også to tankanlegg, mekanisk verksted, byggedokk for plattformer og båtslipper. Det finnes i tillegg 4 kommunale utslipp og havnen preges ellers av småbåttrafikk og den omkringliggende industri (valseverk, asfaltverk etc.) som alle kan antas å bidra med diffuse tilførsler av forurensninger til sedimentene.

4.14.4. Tilstand og vurdering

Totalt sett synes ikke den indre del av Gandsfjorden og Sandnes havn å være forurenset utover det som registreres i tilsvarende havner langs kysten, men svært lokalt finnes det likevel markerte til meget sterkt forurensete sediment (forurensningsgrad 3-5). Både tungmetaller, spesielt Hg, og organiske miljøgifter (PCB, HCB, DDT og PAH) opptrer i overkonsentrasjoner flere steder (jfr. tabell 18).

Tabell 18. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sediment (0-25 cm) fra Sandnes havn og Gandsfjorden, 1976-1993. Verdiene for Cd (Dahle 1984) er noe usikre pga. høy deteksjonsgrense.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Sandnes havn														
Denne undersøkelsen	3	2	2	2	2	1	2	2	3	3	3	2	3	3
Gandsfj. SV2-SV3 Bokn og Skei 1977	3	-	2	2	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-
Gandsfj. St. 6, 0-8cm Dahle 1984	1	3?	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gandsfj. St. 6 Bokn et al. 1986	2	1	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sandnes gjestehavn Klovning 1993	5	3	3	3	2	1	2	-	4	-	5	4	-	-

Denne forurensningssituasjonen kan oppfattes som et klart signal på at en utvidet og mer dekkende kartlegging av sedimentene er nødvendig. En slik utvidet undersøkelse bør også omfatte lokalisering av tilførselskildene til fjorden, men kan foreløpig gis middels prioritet.

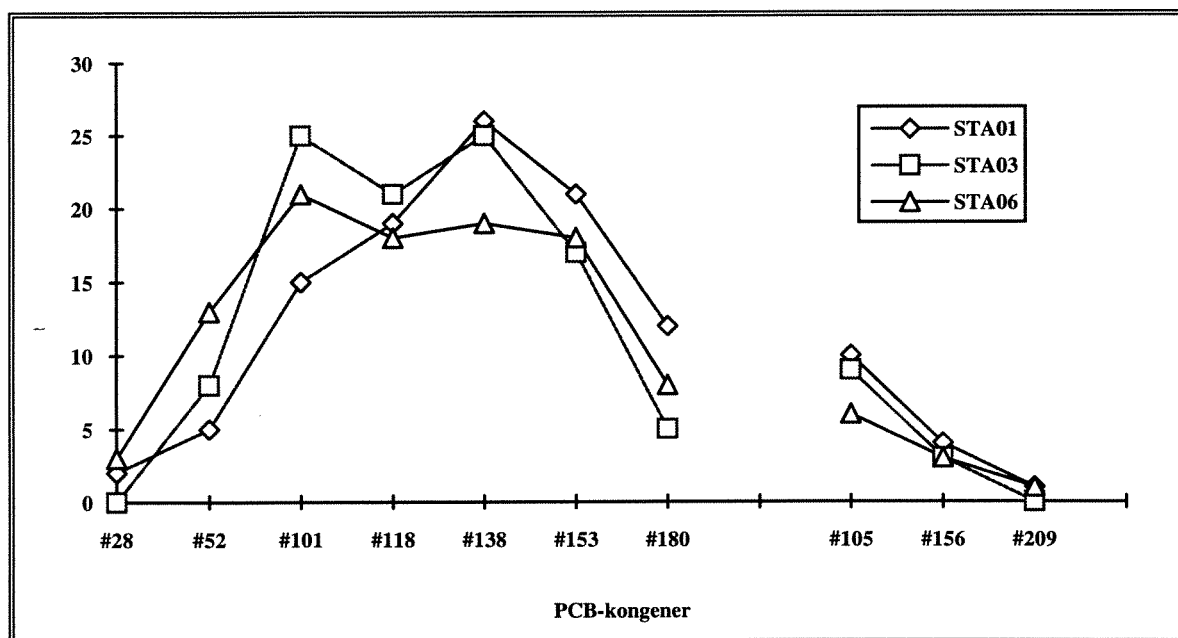
4.15. Stavanger havn

Stavanger havn er en av de største og mest trafikkerte havnene i Norge. Selve havneområde kan avgrensnes til vestre havn i indre deler av Byfjorden (vedleggsfigur 15) og østre havn mellom Riksfjorden og Høgsfjorden. Det lot seg ikke gjøre å dekke hele denne store havnen tilfredsstillende i en orienterende undersøkelse så innsamlingen ble begrenset til vestre havn. Totalt samlet sedimenter fra 6 stasjoner (overflatesedimenter 0-2 cm) og av disse ble utvalgte prøver benyttet. Hovedprøvene omfatter STA01 fra Vågen nær det tidligere gassverket, STA03 i Bangarvågen og STA06 fra Dusavika (avrenning fra tidligere fylling). I tillegg ble det utført TBT-analyse på STA02 sentralt i Byfjorden utenfor kaia til Møkksterredet. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.15.1. Miljøgifter i sedimenter

De tre sedimentprøvene ble som antydnet tatt fra stasjoner spredt i hele havne- og Byfjord-området og var noe kildeorientert. Prøvene hadde også noe forskjellige sedimentkvaliteter som ga seg utslag i svært varierende innhold av miljøgifter. Når det gjelder forekomsten av tungmetaller så viste konsentrasjonene en tilsynelatende gradient fra indre havn og utover fjorden, men dette anses å være mer tilfeldig (vedlegg 1). Mest markert forekomst viste Hg og Cd med høyeste konsentrasjon i Vågen (STA01) på hhv. 4.35 og 2.8 mg/kg tørrvekt. Høyeste konsentrasjon for Pb ble funnet på STA02 med 283 mg/kg tørrvekt. Øvrige forekomster varierte fra moderat til markert, med unntak av STA06 (sandig sediment) hvor alle metallene ble registrert under normalnivåene.

Forekomstene av PCB i de undersøkte overflatesedimentene var også varierende, men ikke på samme måte som for metallene. Her ble det registrert en alvorlig høy forekomst på stasjon STA03 med hele 1191 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB. Dette tilsvarer en overkonsentrasjon på nærmere 240 ganger bakgrunnsnivået. De andre konsentrasjonene var hhv. 207 µg/kg på STA01 og 53 µg/kg på STA06 (vedlegg 2).



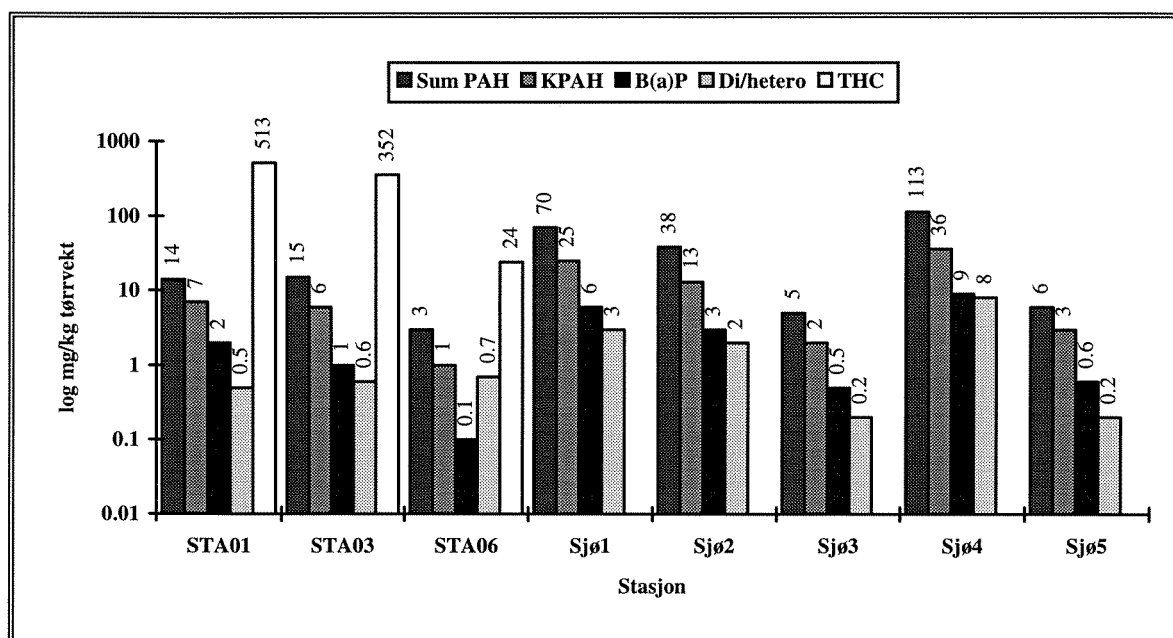
Figur 29. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Stavanger havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1254 og 1260.

PCB-profilene var relativt like og antydte middels til høyklorerte kongener-sammensetninger. Det finnes trolig en rekke kilder til det PCB som registreres og dette spres ut i store deler av fjorden. Det kan antydes at overflatesedimentene inneholder en blanding tilsvarende typene Aroclor 1254 og 1260 (figur 29).

Tilstedeværelse av de andre persistente klororganiske forbindelser understøtter antagelsen om flere aktive kilder til organiske miljøgifter i Stavanger havneområde. Det ble i indre havn (STA01) funnet 2 og 20 ganger overkonsentrasjon av hhv. HCB og sum DDT, i Bangarvågen (STA03) svakt forhøyede konsentrasjoner av både 5CB, HCB og DDT og i Dusavika (STA06) svakt forhøyet forekomst av kun OCS (vedlegg 2).

De målte konsentrasjonene og sammensetningen av PAH-forbindelser i overflatesedimentene tyder på at det eksisterer mange aktive kilder. Forekomsten av PAH på STA01 utenfor gassverket i indre havn var på 14.4 mg/kg tørrvekt og var dominert av den karsinogene forbindelsen benzo(b)fluoranten. Totalt utgjorde KPAH hele 51% og B(a)P alene 10% av sum PAH her. På stasjonen i Bangarvågen var tilsvarende PAH-konsentrasjon 14.9 mg/kg tørrvekt, men forekomsten her var dominert av fluoranten. Tilsvarende KPAH- og B(a)P-andel i STA03 var hhv. 37% og 7%, noe som tyder på at PAH-forekomstene kan ha noe ulikt opphav. Ved å betrakte de to prøvenes innhold av di- og heterosykliske forbindelser som var ca. 3-4% antas det at opphavet er klart forbrenningsavledet og ikke påvirket av olje (vedlegg 3).

Sammenliknet med de to indre stasjonene viste sedimentene på STA06 en helt annen sammensetning. Det totale PAH-innholdet var i overkant av 3 mg/kg tørrvekt og dominert av forbindelsen fenantren. KPAH-andelen var klart lavere og omkring 20%, hvor B(a)P også her utgjorde ca. 4%. Den mest markerte forskjellen var det forholdsvis høye innholdet av di- og heterosykliske forbindelser på hele 22% (vedlegg 3). Dette tyder på at PAH-forekomsten i Dusavika var oljerelatert eller påvirket av f. eks. kreosot, tjære, bitumen e.l. (figur 30).



Figur 30. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier delvis avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Stavanger havn, 1993. Supplerende data er utvalg fra Noteby 1993b. Merk! Log-skala

Forekomsten av oljehydrokarboner i overflatesedimentene i havneområdet var relativt sett moderate og avtagende utover fjorden (lavest på STA06). Konsentrasjonene lå mellom 24-513 mgTHC/kg tørrvekt og synes kun å bidra til den totale aromatfraksjonen i overflatesedimentene i Dusavika (vedlegg 5).

To stasjoner; STA02 (ved Møksterkaia) og STA03 (Bangarvågen) ble undersøkt mht. innhold av TBT og konsentrasjonene lå på hhv. 55 µg/kg og 83 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4). Begge lokalitetene er belastet med småbåt- og skipstrafikk, men påvirkes samtidig av kraftige strømmer, noe som reflekteres i de forholdsvis moderate nivåene.

4.15.2. Tidligere undersøkelser

Den første miljøgiftundersøkelsen ble gjennomført i fjordområdene rundt Stavanger og Sandnes i 1976 (Bokn og Skei 1977), hvor det ble fokusert på biologiske undersøkelser i Stavanger havneområde. En sedimentkjerne (0-20 cm) et stykke ut i Byfjorden nord for Dusavika viste kun tungmetallforekomster omkring bakgrunnsnivåer i denne undersøkelsen. En oppfølgende undersøkelse i 1984 og 1985 med stasjoner i Stavanger havneområdet viste også kun svakt forhøyede konsentrasjoner av de undersøkte tungmetallene (Dahle 1984, Bokn et al. 1986).

Noteby (1993b) utførte en sedimentundersøkelse i Banavigå i østre havn i forbindelse med en utfyllingsprosjekt. Overflatesedimenter og løsmasseprøver på land ble analysert for tungmetaller og utvalgte organiske miljøgifter. Resultatene viste en til dels kraftig forurensning i området, særlig Cd og PAH, men også markerte overkonsentrasjoner av Pb, Cu, Zn og PCB. PAH-forekomstenes sammensetning tydet på vesentlig forbrenningsavledet PAH og var klart sammenliknbare med det som ble registrert i den sonderende undersøkelsen (jfr. STA01 og STA03).

4.15.3. Potensielle forurensningskilder

Sjøområdet omkring Stavanger er på grunn av sin størrelse og utforming omgitt av en lang rekke potensielle forurensningskilder langs hovedledene, i og omkring selve havneområde (jfr. Norges sjøkartverk 1990a). Til den voksende skips- og oljerelaterte industrien i Stavangerområdet er det knyttet totalt 13 bunkrings-/tankanlegg, 11 mekaniske verksteder, 4 større skipsverft med bygge- og flytedokker og til sammen 11 båtslipper. Ved siden av anlegg for vedlikehold og service av offshoreinstallasjoner foregår det også skipsopphugging her. Den samlede aktiviteten fører trolig til en betydelig belastning mange steder i havneområdet.

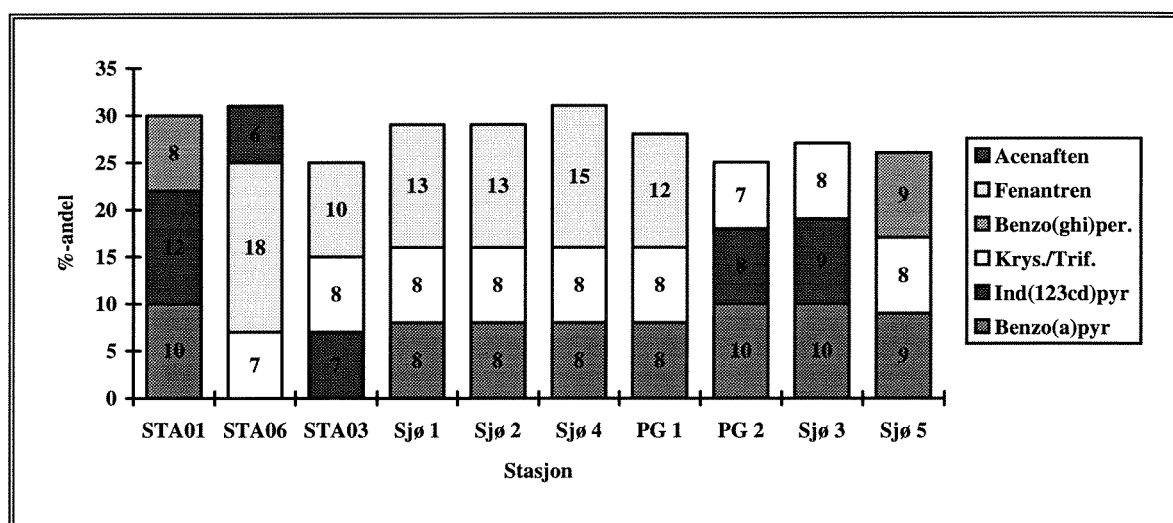
Stavanger er også omgitt av mange kommunale og ulovlige private avfallsplasser, flere med avrenning til sjø. Disse har blitt benyttet til deponering av avfall fra sykehus, husholdning, industri, oljevirkosomhet osv., bl. a. spesialavfall som oljeslam, tjærerester, transformatorer, batterier, maling og løsemidler fra 1950-årene frem til i dag. Flere steder er også blitt karakterisert som sterkt forurenset grunn knyttet til industri av varierende størrelse. Her bør spesielt nevnes understellsbehandling, valseverk og annen metallindustri, galvanisering og fornikling, asfaltproduksjon, beisebadutslipp, mm. (NGU 1989b). Ellers er havneområdet preget av mange undervannutslipp.

Spesielt bør området sentralt i havnen hvor det tidligere gassverket lå og med utslipp til fjorden undersøkes. Grunnen her er karakterisert som sterkt forurenset av tjære og andre rester etter driften. Tabell 19 og figur 31 gir sammenstilling av de ulike PAH-sammensetningene fra registreringer i havneområdet.

Tabell 19. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Stavanger havn, 1993. Supplerende data er fra Noteby 1993b.

Prøve	1. fb.	%	2. fb.	%	3. fb.	%	4. fb.	%	5. fb.	%	6. fb.	%	7. fb.	%
STA01	B(b)F	13	Indeno.	12	B(a)P	10	Fluor.	9	B(a)A	9	B(ghi)P	8	Pyren	7
STA03	Fluor.	16	Pyren	11	Fen	10	B(b)F	9	B(a)A	9	Kr./Tr.	8	Indeno	7
STA06	Fen	18	Fluor.	16	Pyren	9	Kr./Tr.	7	B(b)F	6	Acnft.	6	B(a)A	6
Sj. 1	Fluor.	17	Pyren	14	Fen	13	B(b)F	12	B(a)A	8	B(a)P	8	Kr./Tr.	8
Sj. 2	Fluor.	16	Pyren	14	Fen	13	B(b)F	12	B(a)P	8	Kr./Tr.	8	B(a)A	8
Sj. 3	Fluor.	16	Pyren	15	B(b)F	15	B(a)P	10	Indeno	9	Kr./Tr.	8	B(a)A	8
Sj. 4	Fluor.	15	Fen	15	Pyren	14	B(b)F	11	B(a)P	8	B(a)A	8	Kr./Tr.	7
Sj. 5	Fluor.	15	B(b)F	15	Pyren	14	B(a)P	9	B(ghi)P	9	Kr./Tr.	8	B(a)A	7
PG 1	Fluor.	17	Pyren	14	B(b)F	13	Fen	12	B(a)P	8	Kr./Tr.	8	B(a)A	8
PG 2	B(b)F	16	Pyren	14	Fluor.	13	B(a)P	10	Indeno	8	Kr./Tr.	7	B(a)A	7

Fra den sonderende undersøkelsen ble det konstatert at de tre stasjonene inneholdt PAH med tilsynelatende forskjellig opphav. Antagelsen om tilstedeværelse av mange ulike PAH-kilder blir noe usikker på bakgrunn av resultatene fra Noteby's (1993b) undersøkelse i Banavigå. Forekomstene (PAH-profilene) her antyder riktignok to noe ulike sammenhenger, men alle prøvene inneholder fluoranten, pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(a)anthracen, benzo(a)pyren og krysen/trifenylen (jfr. tabell 19). "Kildeprøven PG2" og de to nærmeste prøvene i sjøen inneholder i tillegg en 6-rings forbindelse (indeno(1,2,3-cd)pyren eller benzo(ghi)perylen) og er sammenlignbare med profilen som ble funnet på stasjon STA01 (inneholder begge). "Kildeprøven PG1" er svært like resterende prøver i sjø og STA03 (i Bangarvågen som for øvrig også likner PG2). STA01 og STA03 ble karakterisert som klart forbrenningsrelaterte forekomster, men hvor opphavet er noe uklart. Det er et faktum at også STA06 har visse likheter med prøvene nevnt over (selv om de tyngste komponentene mangler), men er tidligere karakterisert som olje- eller tjærelignende.



Figur 31. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Stavanger havn, 1993. De 4 forbindelsene som er felles for alle prøver er fjernet (jfr. tekst). Supplerende data er fra Noteby 1993b. Rekkefølgen i kolonnene er lik rekkefølgen i listen til høyre, jfr. også rekkefølge og %-andelene i tabell 19.

Om dette betyr at det lokalt i Stavanger havneområde fremtrer en blanding av tjærelignende forurensninger i tillegg til den generelle forbrenningsavledede PAH-forekomster er foreløpig vanskelig å avgjøre.

4.15.4. Tilstand og vurdering

Til tross for at det er utført undersøkelser i Stavangerområdet i nærmere 20 år er kjennskapen til miljøgiftenes opphav, forekomst og fordeling forholdsvis ukjent. Undersøkelsene har vært relativt sporadiske, mangelfulle og kun mindre områder og få lokaliteter er hittil kartlagt. Hovedårsaken til dette forhold er havnen størrelse og fjordsystemets kompleksitet. Det har til nå vært problematisk å tilfredsstillende dekke alle aspekter ved miljøgiftbelastningene.

Signalene er dog entydige og peker i retning av at både tungmetaller (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn) og de fleste organiske komponenter (PCB, PAH, DDT, TBT, THC) kan være et reelt problem (forurensningsgrader 3-5) i sedimentene i Stavanger havn (jfr. tabell 20). Lokale overkonsentrasjoner i overflatesedimentene og det store antallet aktive og mulige forurensningskilder danner grunnlag for ytterligere kartlegging.

En ny, samlande og kildeorientert miljøgiftundersøkelse i hele Stavangerområdet bør i nær fremtid gjennomføres og dette må gis høyeste prioritet.

Tabell 20. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Stavanger havn (inkl. Byfjorden), 1976-1993. Verdiene for Cd (Dahle 1984) er noe usikre pga. høy deteksjonsgrense.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Stavanger havn Denne undersøkelsen	4	3	3	3	2	2	2	2	5	3	2	4	3	3
Byfjorden Bokn og Skei 1977	2	-	2	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-
Stavanger havn Dahle 1984	1	3?	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stavanger havn Bokn et al. 1986	2	1	3	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Banavigå, Ø havn Noteby 1993	2	5	3	3	3	2	1	-	3	-	-	5	-	-

4.16. Egersund havn

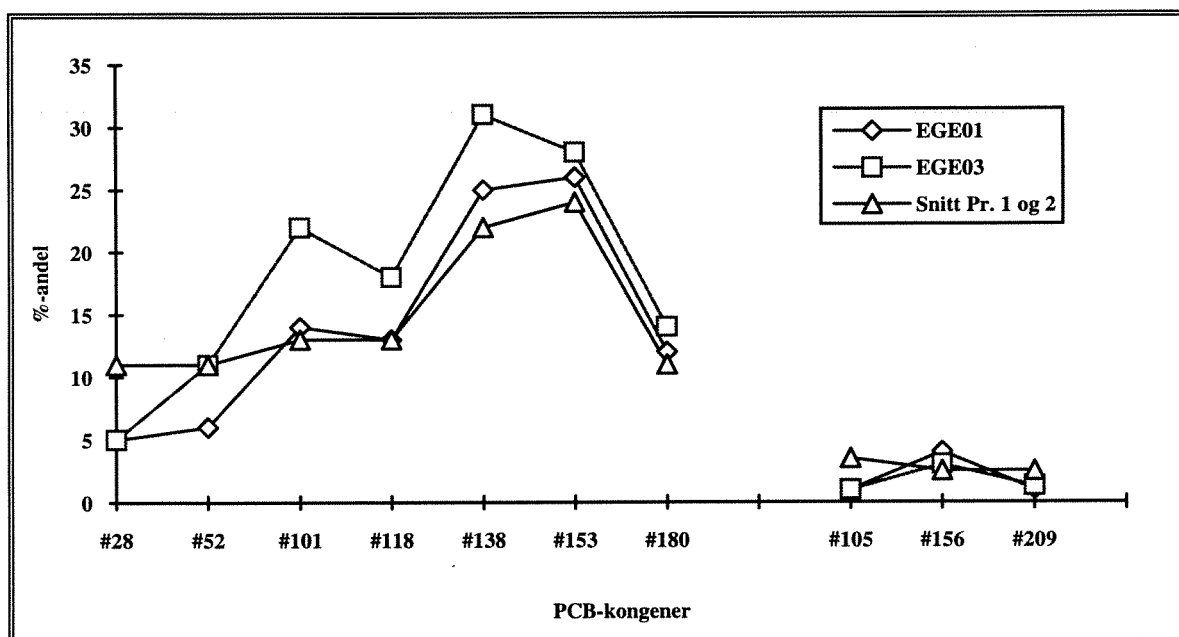
Egersund havn er delt i en nord-sydløpende ytre havn og en indre havn mot nordøst (vedleggsfigur 16). Det ble samlet tre stasjoner i området og en overflateprøve (0-2 cm) fra hver av havneavsnittene hhv. EGE01 og EGE03 ble videre undersøkt. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.16.1. Miljøgifter i sedimenter

Sedimentprøvene fra Egersund havn hadde varierende innhold av tungmetaller og konsentrasjonene var stort sett høyest i det indre havneområdet. Mest markert var forekomst av Hg med 1.28 og 3.69 mg/kg tørrvekt som tilsvarer 8-25 ganger bakgrunnsnivået (vedlegg 1). Høyeste konsentrasjon for Cd og Pb var hhv. 1.6 mg/kg og 262 mg/kg tørrvekt. Øvrige forekomster mht. tungmetaller var omkring bakgrunnsnivåene.

Forekomstene av PCB i de to undersøkte overflateprøvene var noe forhøyet. Også her var konsentrasjonene høyest i indre havn og varierte fra 53-72 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB (vedlegg 2). Dette tilsvarer en overkonsentrasjon på omkring 10-15 ganger bakgrunnsnivået. PCB-profilene var relativt like og antydte høyklorerte kongener-sammensetninger. Det kan bety at overflatesedimentene inneholder en PCB-blanding tilsvarende Aroclor 1260 (figur 32).

Relatert de moderate forekomstene av PCB i sedimentene var det forholdsvis mye av andre persistente klororganiske forbindelser. Det ble i indre havn (EGE03) funnet 2 og 5 ganger overkonsentrasjon av hhv. 5CB og HCB. Det ble også målt forhøyet innhold av HCB i ytre havn. I tillegg ble det registrert forhøyet konsentrasjoner av sum DDT i begge prøver (5.7-6.3 µg/kg tørrvekt) som tilsvarer omkring 12 ganger det antatte bakgrunnsnivået. Andre komponenter ble ikke funnet over deteksjonsgrensen (vedlegg 2).

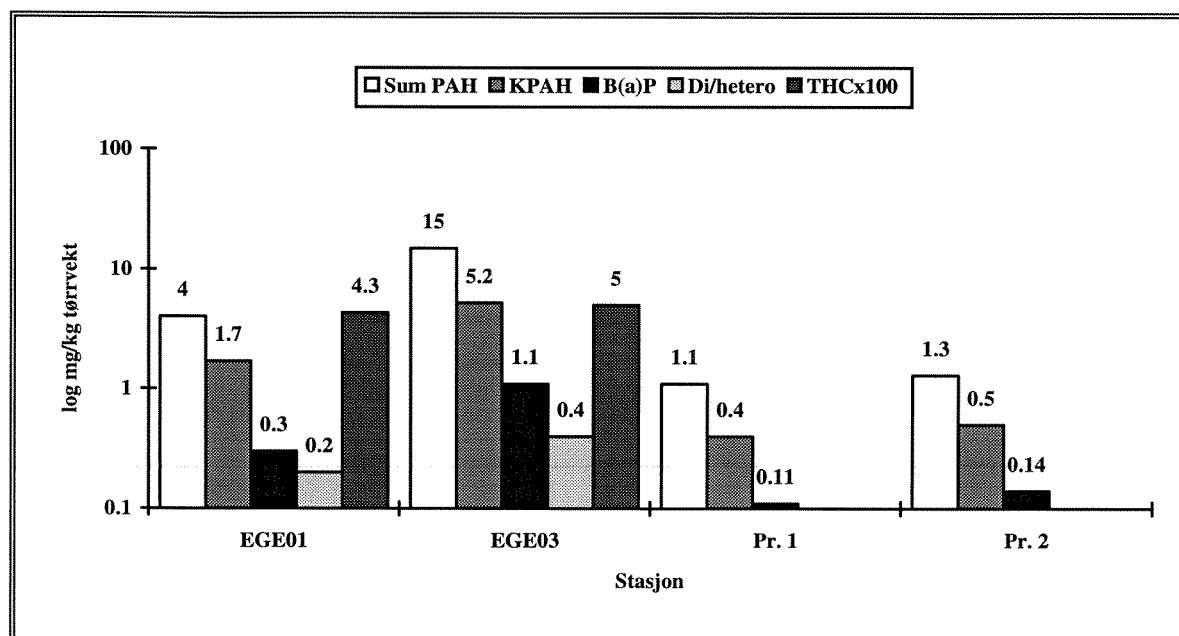


Figur 32. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Egersund havn 1992-1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1260. Supplerende data (snitt profil 2 prøver) fra Konieczny 1993a.

De målte konsentrasjonene og sammensetningen av PAH-forbindelser i overflatesedimentene tyder på forurensningene stammer fra omtrent samme forbrenningsrelaterte kilde. Forekomsten av PAH på EGE01 i ytre havn var på ca. 4 mg/kg tørrvekt og var dominert av den karsinogene forbindelsen benzo(b)fluoranten. KPAH utgjorde i prøven ca. 42% og B(a)P alene 8% av sum PAH. På stasjonen i indre havn var PAH-konsentrasjonen ca. 14.5 mg/kg tørrvekt tilsvarende 48 ganger normalnivået, men forekomsten her var dominert av fluoranten.

Tilsvarende KPAH- og B(a)P-andel i EGE03 var hhv. 36% og 8% (vedlegg 3). De to prøvenes lave innhold av di- og heterosykliske forbindelser (ca. 3-4%) understøtter at opphavet til PAH-forekomsten er forbrenningsavledet (figur 33).

Forekomsten av oljehydrokarboner i overflatesedimentene i havneområdet var relativt sett markerte med konsentrasjoner på 400-500 mgTHC/kg tørrvekt (jfr. figur 33). Sammenliknet med de andre havnene i undersøkelsen var disse blant de høyeste (vedlegg 5). TBT-konsentrasjonen kun målt i indre hav EGE03 var på 42 µg/kg tørrvekt noe som antyder en markert belastning iht. de foreslåtte grenseverdiene (vedlegg 4).



Figur 33. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Egersund havn, 1993. Supplerende data fra Konieczny 1993. Merk! Log-skala.

4.16.2. Tidligere undersøkelser

Det er kun utført analyser av tungmetaller, PAH og PCB på to sedimentprøver fra Kaupanes i ytre havn i forbindelse med en kaiutbygging. Det ble målt noe forhøyede konsentrasjoner av Cd (ca. 3-4 ganger overkonsentrasjon), men ellers ikke nevneverdige overkonsentrasjoner for noen av de metallene. Derimot ble det registrert omkring 8 og 10 ganger normalinnholdet av hhv. PCB og DDT. Forekomsten av PAH var også i denne undersøkelsen forbrenningsrelatert (KPAH-andel omkring 40%) og ca. 4 ganger høyere enn bakgrunnsnivået i begge prøver (Rogalandsforskning 1992, Konieczny 1993a).

4.16.3. Potensielle forurensningskilder

Det eksisterer i dag en rekke potensielle forurensningskilder i området i og omkring Egersund Havn (Norges sjøkartverk 1993). Havnen er bl. a. omgitt av 5 større avfallsfyllinger med avrenning

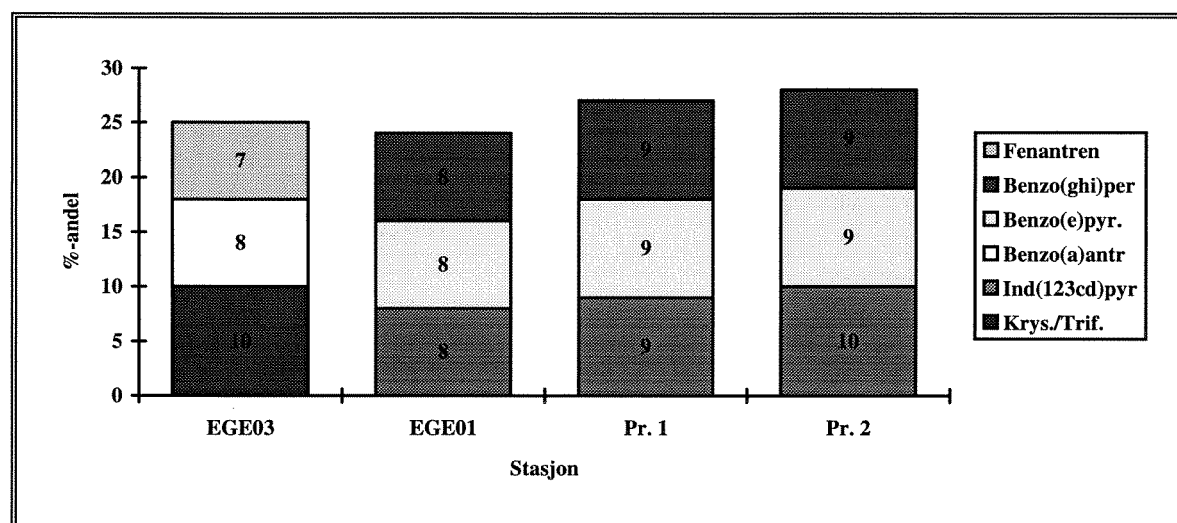
til sjøen og det er mistanke om deponering av spesialavfall på en eller flere av disse i perioden 1957-1983 (NGU 1989b).

Knyttet til havnen er også 3 kommunale utslipp, 5 bunkrings-/tankanlegg, 3 mekaniske verksteder, ett skipsverft og totalt 5 båtslipper og det antas at disse kan gi bidrag til forurensning. Ut over dette kan diffuse industrirelaterte kilder som plastreparasjon- og sveiseverksted, sildeolje-/sildemel fabrikker, not- og trålverksteder og annen fiskeindustri også tenkes å bidra til den samlede belastningen av Egersund havneområde.

Tabell 21. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Egersund havn, 1993. Supplerende data er fra Konieczny 1993.

Prøver	1. fb.	%	2. fb.	%	3. fb.	%	4. fb.	%	5. fb.	%	6. fb.	%	7. fb.	%
EGE01	B(b)F	13	Fluor	12	Pyren	12	B(a)P	8	B(e)P	8	B(ghi)P	8	Indeno	8
EGE03	Fluor	13	Pyren	13	B(b)F	10	Kr./Tr.	9	B(a)A	8	B(a)P	8	Fen	7
Pr. 1	Fluor	16	Pyren	13	B(b)F	13	B(a)P	10	Indeno	10	B(ghi)P	9	B(e)P	9
Pr. 2	Fluor	16	B(b)F	13	Pyren	13	B(a)P	11	Indeno	10	B(ghi)P	9	B(e)P	9

Ved å sammenlikne PAH-profilene fra begge undersøkelser er det tydelig at disse forurensningene stammer fra samme type forbrenningsrelatert kilde hvor sedimentprøver fra det ytre havneområdet innbyrdes er mest like i sitt innhold (tabell 21). Fra figur 34 kan det videre ses at når de 4 forbindelsene som er felles for alle prøvene fjernes (fluoranten, pyren, benzo(b)fluoranten og benzo(a)pyren), skiller i utgangspunktet EGE03 seg fra de andre. Men forholdet er det at i pr. 1 og 2 ble det kun identifisert 10 enkeltkomponenter, muligens pga. lave PAH-konsentrasjoner. Dette var de nevnte 7 over (jfr. tabell 21), samt fenantren, krys/trifenylen og benzo(a)anthracen. Disse resterende forbindelser (også rangert som 8, 9 og 11 forbindelse i EGE01) er nettopp komponentene som skiller indre og ytre havn.



Figur 34. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Egersund havn, 1993. De 4 forbindelsene som er felles for alle prøver er fjernet (jfr. tekst). Supplerende data er fra Konieczny 1993. Rekkefølgen i kolonnene er lik rekkefølgen listen til venstre, jfr. også rekkefølge og %-andelene i tabell 21.

4.16.4. Tilstand og vurdering

Basert på resultatene fra det begrensede datamaterialet som foreligger må den samlede forurensningssituasjonen i Egersund havn karakteriseres som betydelig (jfr. tabell 22). Både tungmetaller (Hg, Cd og Pb), klororganiske forbindelser (PCB, DDT, 5CB og HCB), PAH, TBT og olje er registrert i forhøyede konsentrasjoner, spesielt i indre havneområde (forurensningsgrader 3-4). Dette tilsier at en utvidet kildeorientert sedimentundersøkelse bør gjennomføres og at dette bør prioriteres.

Tabell 22. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Egersund havn, 1992-1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	5CB	PAH	TBT	THC
Egersund havn														
Denne undersøkelsen	4	3	3	2	2	1	1	2	3	3	3	4	3	3
Egersund havn, 2 st. Rogalandsforsk. 1992	-	3	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Kaupanes, 2 st. Koniczny 1993a	2	-	-	-	-	-	-	-	3	3	2	2	-	-

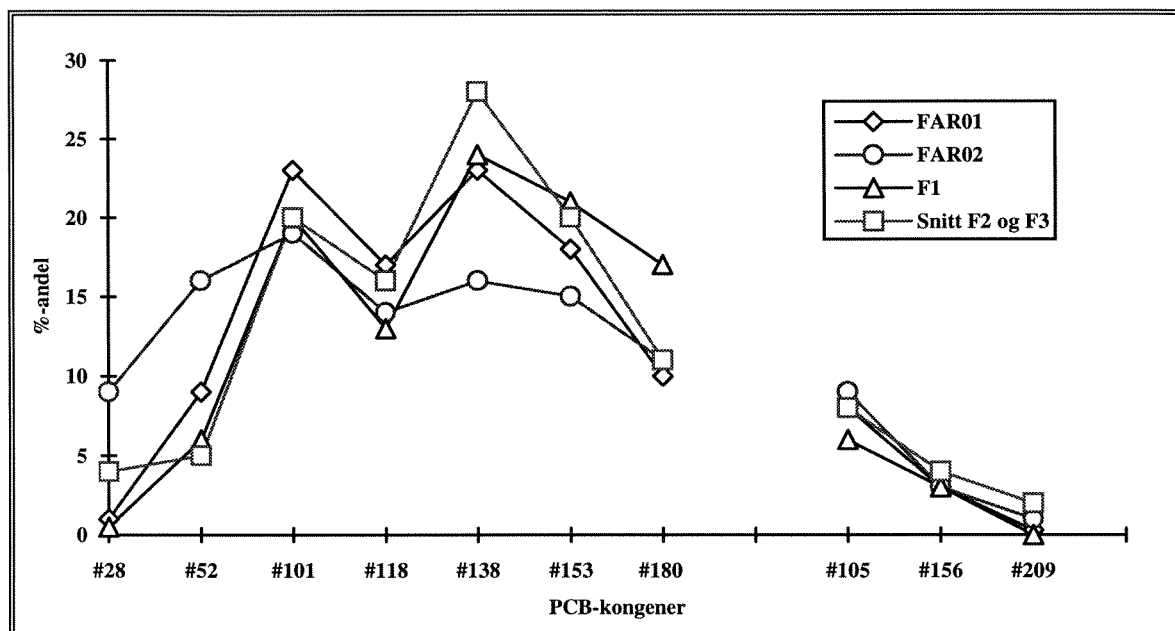
4.17. Farsund havn

Totalt ble det samlet inn overflatesedimenter fra tre stasjoner fra Farsund havneområde, hvorav en prøven fra Lundevågen (FAR01) og en sentralt i ytre havn (FAR02) ble benyttet i undersøkelsen. Den siste stasjonen (FAR03) fra det indre havnebasseng var tydelig antropogen (grove hetrogene masser) og egnet seg lite til miljøgiftundersøkelser (vedleggsfigur 17). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.17.1. Miljøgifter i sedimenter

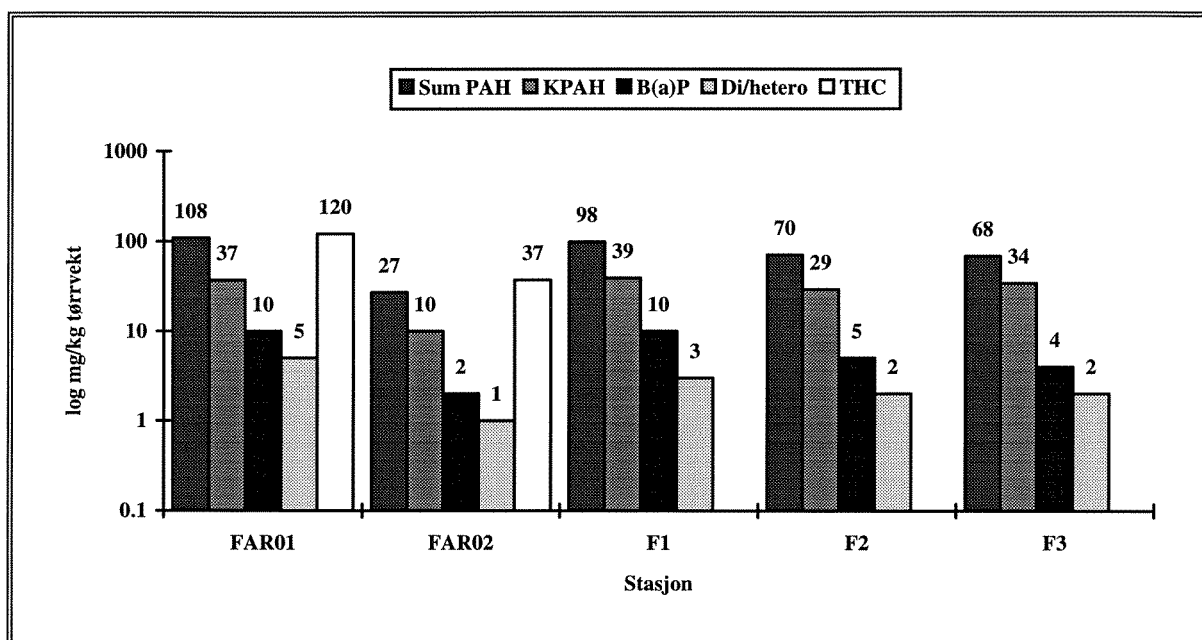
Sedimentprøvene fra Farsund havn hadde forholdsvis lavt innhold av tungmetaller og konsentrasjonene var høyere i Lundevågen enn lenger inn i havneområdet. Mest markert, men fortsatt lavt var forekomst av Hg med konsentrasjoner like i underkant av 1 mg/kg tørrvekt i begge prøver, tilsvarende 6-7 ganger bakgrunnsnivået. Øvrige forekomster av tungmetaller var alle ubetydelige og omkring de respektive bakgrunnsnivåene (vedlegg 1).

Forekomstene av total PCB derimot må karakteriseres som kraftig forhøyet. Konsentrasjonene var også her høyest i Lundevågen (FAR01) med 257 µg/kg tørrvekt, mot 53 µg/kg tørrvekt i FAR02 (vedlegg 2). Maksimumkonsentrasjonen tilsvarer en overkonsentrasjon på mer enn 50 ganger bakgrunnsnivået. PCB-profilene i de to prøvene var noe ulike og antydte muligheten av flere PCB-kilder i området. Alternativt at flere typer PCB er benyttet og tilført gjennom samme kilde. Den dominerende typen funnet i FAR01 (også tidligere registrert, jfr. også kap. 4.17.2) var forholdsvis høyklorerte i kongener-sammensetningen og peker i retning av en blanding tilsvarende både Aroclor 1254 og 1260 (figur 35). På stasjon FAR02 lenger inn i havnen antydte sammensetningen en lavere klorert PCB-variant, eller trolig blanding av typene Aroclor 1248 og 1254. Det ble også registrert svakt forhøyede konsentrasjoner av 5CB, HCB og DDT i prøve FAR01. Andre komponenter ble ikke funnet over deteksjonsgrensen (vedlegg 2).



Figur 35. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Farsund havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1248, 1254 og 1260. Supplerende data fra Myhrvold og Andersen 1993.

PAH-konsentrasjonene i overflatesedimentene i Farsund havn var forholdsvis høye, hhv. 27 mg/kg (FAR02) og 108 mg/kg tørrvekt (FAR01), noe som tilsvarer fra 90-360 ganger bakgrunnsnivået (vedlegg 3). Sammensetningen av PAH-forbindelser tyder på forurensningene stammer fra samme forbrenningsrelaterte kilde.



Figur 36. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Farsund havn, 1993. Supplerende data er fra Myhrvold og Andersen 1993. Merk! Log-skala.

Forekomsten var dominert av fluoranten og sum KPAH utgjorde i prøven 34-36% av sum PAH. Innholdet av benzo(a)pyren og di-/heterosykliske forbindelser var tilsvarende hhv. 8-9% og 3-4% (jfr. figur 36).

Det ble funnet TBT i størrelsesordenen 10 µg/kg tørrvekt i FAR02 (vedlegg 4), mens mengden THC lå i intervallet 37-120 mg/kg tørrvekt (vedlegg 5).

4.17.2. Tidligere undersøkelser

Det foreligger data fra en tidligere undersøkelse av miljøgifter i sedimenter fra Lundevågen i Farsund havneområde (Myhrvold og Andersen 1993). Tre stasjoner (F1-F3) i dette området ble undersøkt for innhold av organiske miljøgifter (PCB og PAH). Mest oppsiktsvekkende var forekomstene av PCB som ble beregnet til 42-406 µg/kg tørrvekt. Maksimalt utgjorde dette mer enn 80 ganger bakgrunnsnivået. Kongenersammensetningen antydte tilstedeværelse av PCB-typene Aroclor 1254 og 1260, tilsvarende det som ble registrert i stasjon FAR01 fra Lundevågen (jfr. figur 35).

Det ble også registrert til svært høye konsentrasjoner av PAH i sedimentprøvene; 68-98 mg/kg tørrvekt (jfr. figur 36). KPAH-andelen varierte mellom 39-50%, B(a)P-andelen tilsvarende mellom 6-10% og innholdet av di-/heterosykliske forbindelser 2-3%. PAH-forekomstene var basert på denne sammensetningen tydelig forbrenningsavledet i alle 3 prøver og sammenlignbart med den sonderende undersøkelsen.

4.17.3. Potensielle forurensningskilder

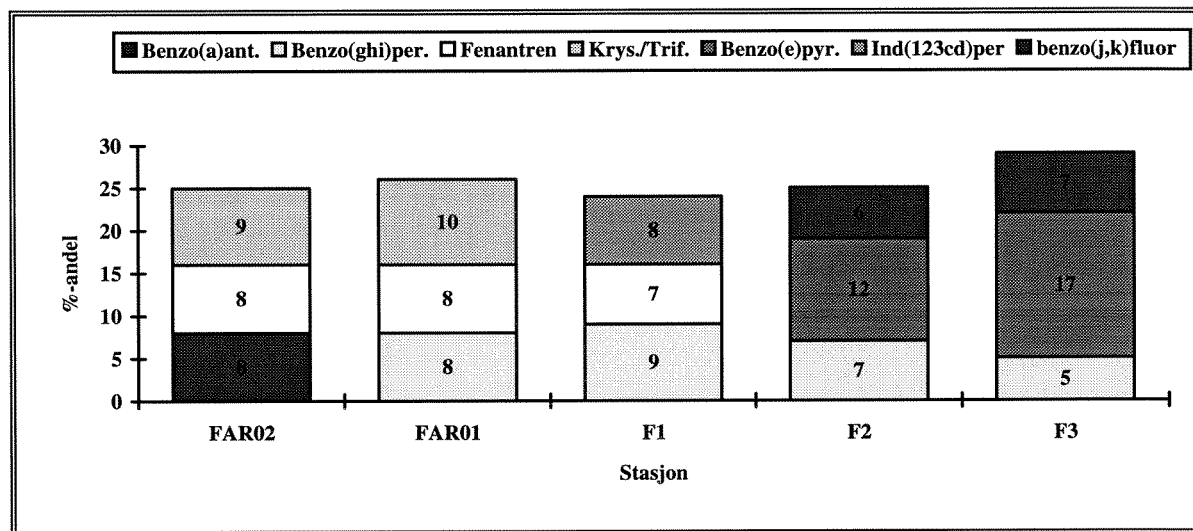
Det finnes en del potensielle forurensningskilder omkring Lundevågen og Farsund havn (Norges sjøkartverk 1993). Ved kartlegging av forurensede lokaliteter i området ble det totalt karakterisert 2 industritipper og ett område med forurenset grunn knyttet til Elkem Aluminium Lista, samt 3 kommunale fyllplasser. Flere av disse lokalitetene har avrenning til sjøen enten direkte eller via mindre vassdrag. Fyllingene har blitt benyttet fra 1920 og frem til i dag, bl. a. til deponering av spesialavfall og avfall fra aluminiumsindustrien (NGU 1990b).

Knyttet til havneområdet og potensielle bidragsyttere til forurensningen er de 6 kommunale- og andre utslipp til sjø, 2 bunkrings-/tankanlegg, ett mekanisk verksted med båtslipp. Også aktiviteter som generell båt- og skipstrafikk, skipselektronikk, trålverksteder, annen fiskeindustri og Bredero Price Norway A/S kan antas å være diffuse kilder som bidrar til den totale belastningen i Farsund havn. Import og anvendelse av kull, bek, utslipp til luft og vann, deponering slagg og katodeavfall i forbindelse med den lokale aluminiumsindustrien kan tenkes å ha gitt det største bidrag til PAH-forurensningen.

Tabell 23. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Farsund havn, 1993. Supplerende data er fra Myhrvold og Andersen 1993.

Prøver	1. fb.	%	2. fb.	%	3. fb.	%	4. fb.	%	5. fb.	%	6. fb.	%	7. fb.	%
FAR01	Fluor	14	Pyren	12	Kr./Tr.	10	B(b)F	10	B(a)P	9	B(ghi)P	8	Fen	8
FAR02	Fluor	16	Pyren	13	B(b)F	9	Kr./Tr.	9	Fen	8	B(a)P	8	B(a)A	8
F1	Fluor	13	Pyren	12	B(b)F	11	B(a)P	10	B(ghi)P	9	Indeno	8	Fen	7
F2	B(b)F	22	Fluor	12	B(e)P	12	Pyren	11	B(ghi)P	7	B(a)P	7	B(jk)F	6
F3	B(b)F	31	B(e)P	17	Fluor	9	Pyren	8	B(jk)F	7	B(a)P	6	B(ghi)P	5

PAH-profilene i sedimentene fra Farsund havn varierer riktignok noe i sammensetning (figur 37). Ved å fjerne 4 av de dominerende forbindelser som er felles for alle prøver fluoren, pyren, benzo(b)fluoranten og benzo(a)pyren fremkommer de tilsynelatende forskjellene noe klarere. På stasjonene F2 og F3 som for øvrig har identiske profiler opptrer benzo(b)fluoranten med svært høye andeler (tabell 23) og benzo(j,k)fluoranten er blant de dominerende forbindelsene. Ofte skilles ikke de 3 isomere forbindelsene i PAH-analyser og dersom disse slås sammen også her, vil fenantren (8. forbindelse i F2 og F3) også opptre som felles for alle 5 prøver. Derfor anses variasjonene for ubetydelige og PAH-forurensningen i Farsund havn stammer trolig fra samme kilde. Alternativt kan forekomsten tolkes som summen av mange diffuse forbrenningsavlede PAH-belastninger.



Figur 36. Prosent-andeler av de 7 mest dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Farsund havn, 1993. Supplerende data fra Myhrvold og Andersen 1993.

4.17.4. Tilstand og vurdering

Sedimentene i Farsund havn generelt og fjordavsnittet Lundevågen, synes ikke å være særlig forurenset mht. tungmetaller, med unntak av de noe forhøyede konsentrasjoner som ble registrert for Hg (forurensningsgrad 3). Derimot var overflatesedimentene i havneområdet, og da særlig i Lundevågen, meget sterkt forurenset med både PCB og PAH (forurensningsgrad 5). I tillegg ble det registrert markerte forekomster av både TBT og oljehydrokarboner (jfr. tabell 24).

Tabell 24. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Farsund havn, 1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Farsund havn														
Denne undersøkelsen	3	2	2	2	2	2	2	2	4	2	2	5	3	3
Farsund havn, 3 st.														
Rogalandforsk. 1993	-	-	-	-	-	-	-	-	5	2	2	5	-	-

Dette forhold, ved at de fleste organiske miljøgiftkomponenter som ble undersøkt, samtidig opptrer potensielt belastende, er i seg selv grunnlag nok til å foreta utvidede kartleggingsundersøkelser. Eksistensen av flere mulige punktkilder til enkelte av forekomstene tilsier at også en utvidet kartlegging av kildene vil være nødvendig. Undersøkelser i Farsund havn bør gis svært høy prioritet.

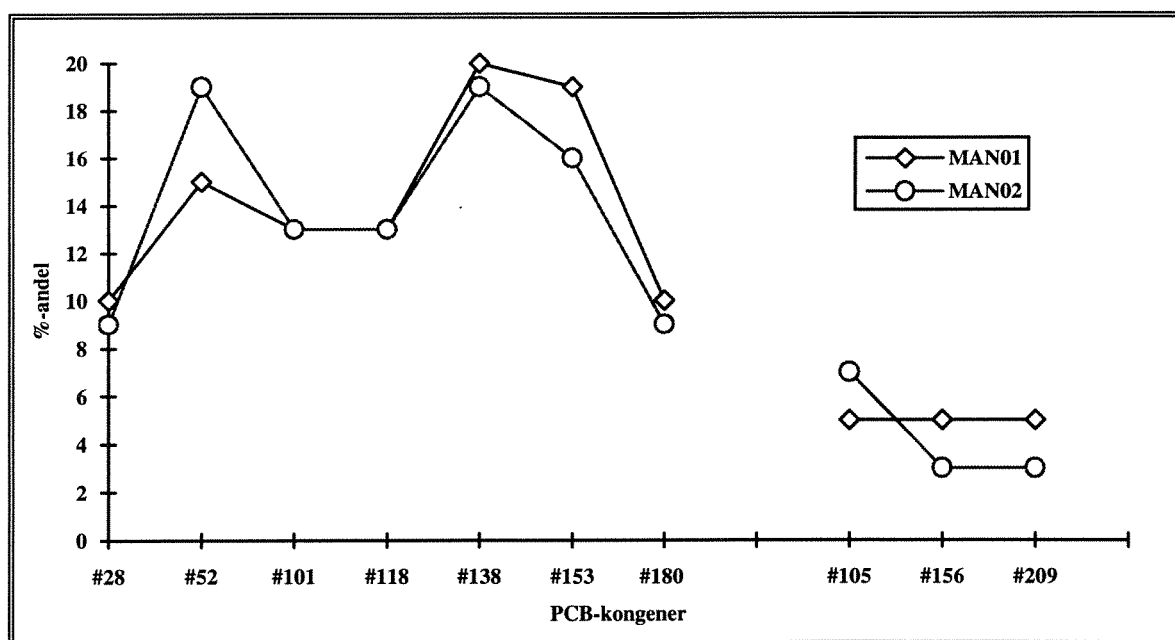
4.18. Mandal havn

Det samlet inn overflatesedimenter fra Mandal på tre stasjoner i de ytre havneområder, hvor to stasjoner fra Bankefjorden (MAN01 og MAN02) ble benyttet i undersøkelsen. Den siste stasjonen (MAN03) tatt sentralt i Mannefjorden var tydelig påvirket av Mandalselva (grove sandige) og egnet seg lite til miljøgiftundersøkelser (vedleggsfigur 18). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.18.1. Miljøgifter i sedimenter

Resultatene fra tungmetallanalysene viste at overflatesedimentene i ytre områder av Mandal havn var lite forurenset, med unntak av Cd-forekomster (0.7-1.2 mg/kg tørrvekt) og Hg-forekomster (4.26-4.77 mg/kg tørrvekt). Konsentrasjonene av Hg tilsvarer inntil 32 ganger antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 1).

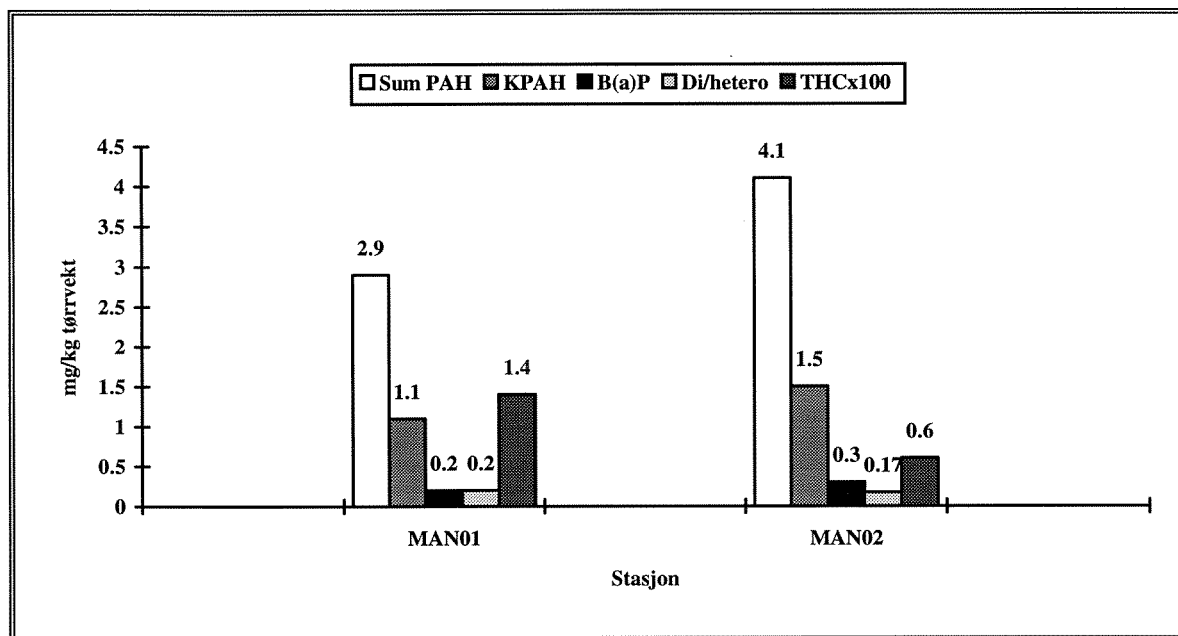
Det ble registrert kun svake overkonsentrasjoner av PCB i sedimentene 13-22 µg/kg tørrvekt noe som tilsvarer kun 3-4 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 2). Ved så pass lave totalkonsentrasjoner blir profilene (%-fordelingene) noe usikre, men det kan likevel antydes tilstedeværelse av en til dels lavklorert (tri- og tetraklorert) og høyklorert PCB-blanding tilsvarende Aroclor 1242 og/eller Aroclor 1260 (figur 38). Aroclor 1242 er en av de mest anvendte kommersielle PCB-blandingene og har bl. a. vært brukt i transformatorer, hydrauliske væsker, varmevekslingssystemer og tilsetningsstoffer i plast og voks (Hutzinger et al. 1974).



Figur 38. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Mandal havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1242 (og/eller Aroclor 1260).

Høye og moderate konsentrasjoner av PCB, har i undersøkelsen av havneområder ofte vært ledsaget av et innslag av andre persistente klororganiske forbindelser. Anvendelsen og opphavet av de aktuelle forbindelsene er i utgangspunktet forskjellig, men forholdet synes også å være tilfelle for Mandal havn, selv om PCB-konsentrasjonene her var svært lave. Det ble i de to prøvene målt 1.3-1.7 µg/kg tørrvekt av 5CB og 0.5-0.7 µg/kg tørrvekt av HCB, samt 0.7-1.7 µg/kg tørrvekt av sum DDT (vedlegg 2). Disse overkonsentrasjonene tilsvarer omkring 1-4 ganger bakgrunnsnivåene.

PAH-innholdet i sedimentene var relativt moderat og lå mellom 2.9 og 4.1 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3). Dette tilsvarer 10-14 ganger det antatte bakgrunnsnivået og prøvene var noe ulike i sammensetning. KPAH-innholdet i begge prøver var 38% og B(a)P tilsvarende 7-8%. De to prøvene var derimot noe ulike mht. innholdet av di- og heterosykliske forbindelser, hhv. 4% og 7% (figur 39). Dette antyder at PAH-forekomsten i sedimentene vesentlig var forbrenningsavledet og av tilsynelatende samme sammensetning som i mange av de undersøkte havnene (f. eks. Bodø, Trondheim, Molde, Florø)



Figur 39. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Mandal havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

Det ble registrert hhv. 136 mg/kg og 56 mg/kg tørrvekt av THC, med høyeste konsentrasjon i MAN01 (vedlegg 5). Dette tilsvarer en moderat til markert oljetilførsel til sedimentene, men neppe et bidrag til den totale PAH-forekomsten lokalt i Mandalområdet (figur 39).

Det ble også målt TBT i en prøve (MAN02) og konsentrasjonen 103 µg/kg tørrvekt anses å være forholdsvis høyt sammenliknet med andre havner (vedlegg 4). Anslagsvis kan dette nivået representere en overkonsentrasjon lik ca. 35 ganger et sannsynlig bakgrunnsnivå.

4.18.2. Tidligere undersøkelser

Det foreligger ingen tidligere miljøgiftdata fra marine sedimenter i Mandal havneområde. Det har imidlertid vært gjennomført analyser av grunnvann og jordprøver mht. PAH og oljehydrokarboner på den gamle industrifyllingen til Mandal Paraffin Olie Co. Resultater herfra kunne være av interesse i forbindelse med kildeevaluering og sammenlikning av PAH-profiler, men data har ikke vært tilgjengelige ved rapporteringen (jfr. også kap. 4.18.3).

4.18.3. Potensielle forurensningskilder

Det finnes en lang rekke potensielle forurensningskilder i og i nærområdet til Mandal havn (Norges sjøkartverk 1993). Totalt ble det under kartlegging av grunnforurensning i området registrert 13 lokaliteter som kan tenkes å bidra til miljøgiftbelastningen. Totalt 5 kommunale fyllplasser benyttet i perioder fra 1935 og frem til i dag, en industrifylling og 7 områder med forurenset grunn (NGU 1990b). Flere av lokalitetene har avrenning til sjøområdene og har mottatt deponeringsavfall eller søl/spill av mange typer spesialavfall (olje, maling, beisesyre, impregneringsvæsker, galvanoteknisk avfall etc.). I en særstilling står den mer enn 130 år gamle industrifyllingen til Mandal Paraffin Olie Co. (1862-1872) med rester av parafinolja, ren tjære og tjæreholdig slagg. Hva slags forurensningstilførsler som har vært knyttet til driften her er dog ukjent.

Ellers er det knyttet 3 bunkrings-/tankanlegg, 3 mekaniske verksteder, 3 skipsverft med båtslipp, spilloljemottak og annen småindustri til havneområdet. I tillegg antas de 5 kommunale utslipp til sjø, som mulige bidragsyttere til den totale forurensningen.

4.18.4. Tilstand og vurdering

Til tross for det store antallet mulige forurensningskilder i Mandal havn og tilstøtende områder synes ikke den totale forurensningssituasjonen å være alvorlig. Dog er de registrerte nivåer av Hg og TBT (forurensningsgrad 4) og til dels Cd, PAH og THC (forurensningsgrad 3) signaler på at det er en betydelig belastning mht. en rekke miljøgifter (tabell 25). Det må bemerkes at informasjonen fra kun to stasjoner i dette noe "heterogene" havneområdet er noe sparsomt (bl. a. erosjonsområder/sandige sedimenter, bassenger med anoksiske sedimenter, stor ferskvannspåvirkning, kompleks hydrografi, etc.). Det anbefales derfor at det på sikt gjennomføres en utvidet kildeorientert kartlegging av sedimenter, spesielt med tanke på tidligere tilførsler (vertikalutbredelse) av PAH-holdig forurensning. Dette gis foreløpig middels prioritet.

Tabell 25. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Mandal havn, 1993.

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

4.19. Lillesand havn

Lillesand havn ble dekket med tre sedimentstasjoner, hvorav to LIL02 og LIL03 ble benyttet til analyse (vedleggsfigur 19). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

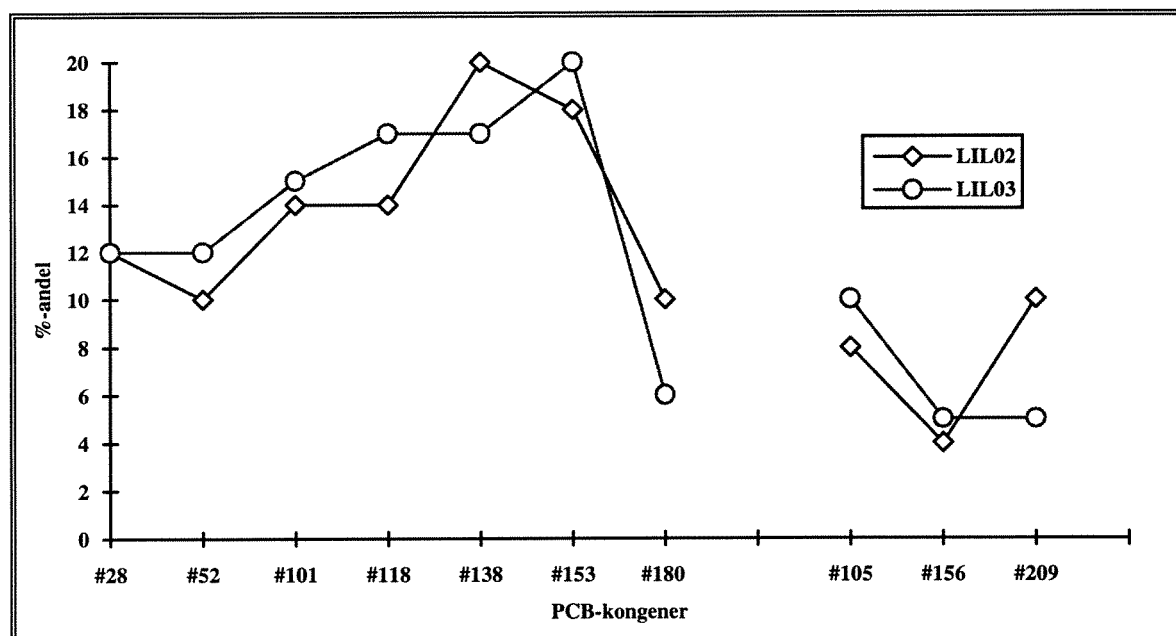
4.19.1. Miljøgifter i sedimenter

Analyse av tungmetaller i overflatesedimentene på de to stasjonene viste at kun Hg opptrådte med forhøyede konsentrasjoner (0.43-0.62 mg/kg tørrvekt) tilsvarende ca. 4 ganger over antatt bakgrunnsnivå. Nivåene for de resterende metallene var ubetydelige (vedlegg 1).

Heller ikke forekomsten av PCB var nevneverdig, da total PCB ble beregnet til kun 8-10 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Konsentrasjonene tilsvarer bare 2 ganger det antatte bakgrunnsnivå og gir dårlig grunnlag for å illustrere kongener-profiler.

Det kan likevel antydes profilene er like, forholdsvis høyklorert og en mulig tilstedeværende blanding av typene Aroclor 1242, 1254 og 1260 (figur 40).

Det bør bemerkes det noe uvanlige høye innslaget av kongeneren #209 (IUPAC nr.) på 10%. Kongeneren er også kalt dekalorbifenyl (10CB) og opptrer vanligvis i små mengder i Aroclor 1260 (Jones 1988 med refs., WHO 1993 med refs.). Dekalorbifenyl har også vært en av de klororganiske hovedkomponentene som er sluppet ut som følge av produksjonen ved Norsk Hydro i Grenlandsområdet (jfr. f.eks. Næs og Oug 1991). Et liknende forhold ble også registrert i de resterende havnene i Aust-Agder og Telemark (jfr. kap. 4.20-4.23) og vil bli diskutert nærmere i kapittel 5.



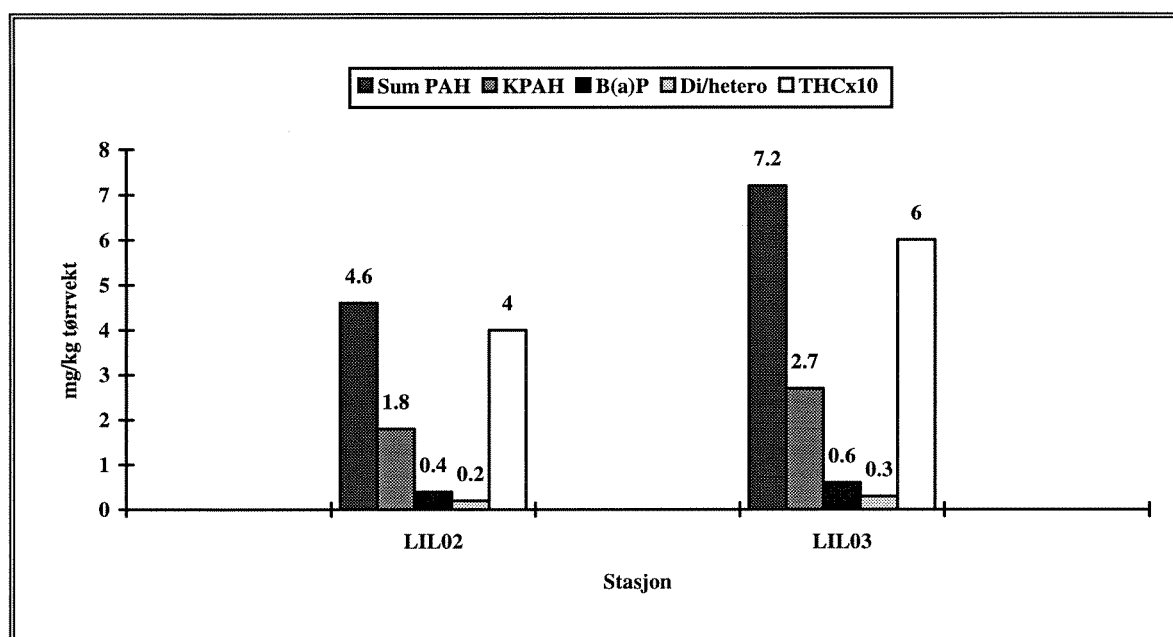
Figur 40. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Lillesand havn 1993. Profilene er noe usikre pga. lave verdier, men antyder mulig tilstedeværelse av Aroclor 1242, 1254 og 1260.

Det ble i tillegg registrert svake overkonsentrasjoner av de klororganiske forbindelsene 5CB, HCB og DDT i sedimentene (jfr. vedlegg 2).

Mest markert var kanskje forekomsten av PAH i sedimentene selv om også disse konsentrasjonene var forholdsvis moderate. Sum PAH ble målt til hhv. 4.6 og 7.3 mg/kg tørrvekt, noe som tilsvarer 15-24 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 3). Begge prøvene var dominert av forbindelsen fluoranten og KPAH-innholdet var 37-38% av sum PAH. Tilsvarende konsentrasjoner av B(a)P var omkring 8-9%. Summen av di- og heterosykliske forbindelser var ca. 4-5% og dette antyder at tilstedeværende PAH er forbrenningsavledet (figur 41).

Sedimentenes innhold av oljehydrokarboner var forholdsvis beskjedent og lå mellom ca. 40-60 mgTHC/kg tørrvekt. Dette tilsvarer omkring 8-12 ganger bakgrunnsnivået (vedlegg 5). Forekomsten av TBT i prøve LIL03 fra indre havn var 8 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4).

Det foreligger ingen tidligere data for miljøgifter i sedimenter fra Lillesand havn.



Figur 41. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Lillesand havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

4.19.2. Potensielle forurensningskilder

De registrerte nivåer av miljøgifter i overflatesedimentene i Lillesand havn (Norges sjøkartverk 1993) står ikke i forhold til det høye antallet potensielle forurensningskilder. I hovedsak dreier det seg om en lang rekke diffuse tilførselskilder som ikke er uvanlig i et havneområde, men også en del mulige punktkilder. Totalt er byen omgitt av 14 lokaliteter klassifisert som avfallsfylling, industrifylling eller forurenset grunn. Kun to av disse knyttet til en eldre stansefabrikk (bl. a. slamdeponi) ligger i direkte kontakt med havnen, men også sigevann fra flere av fyllingene ender i fjorden enten via avløp eller vassdrag (NGU 1990a).

Både de kommunale og industrielle fyllingene har siden krigen vært benyttet til deponering av spesialavfall (oljeavfall, tungmetaller, cyanid, PAH-holdig materiale, løsemidler mm.) fra en mangeartet industri som overflatebehandling med Cd og Zn, silisiumkarbid-produksjon, glassfiberindustri, elektrometallurgisk industri, flotasjonsverk, aluminiumssveising, treforedling etc. Knyttet til havnen er også et tankanlegg, to mekaniske verksteder, båtbyggeri og flere slipper.

4.19.3. Tilstand og vurdering

Fra tabell 26 over forurensningsgrader kan det synes som om sedimentene i Lillesand havn er relativt uforurenset. Kun forhøyede lokale forekomster av Hg og PAH er hittil registrert. Som tidligere nevnt er rekken av potensielle forurensningskilder i og omkring havneområdet mange, men synes ikke å komme til uttrykk i denne begrensede undersøkelsen. Historisk har det forekommet definerte punktutslipp til sjøen fra industrien, noe som normalt gjenspeiles i sedimentene. Mange områder er fortsatt sterkt forurenset og med utpreget grunn- og sjøvannskontakt bør det forekomme fortsatte tilførsler. Derfor bør det på sikt tas supplerende og mer kildeorienterte sedimentprøver fra Lillesand havneområde, men dette bør ikke prioriteres foreløpig.

Tabell 26. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Lillesand havn, 1993.

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

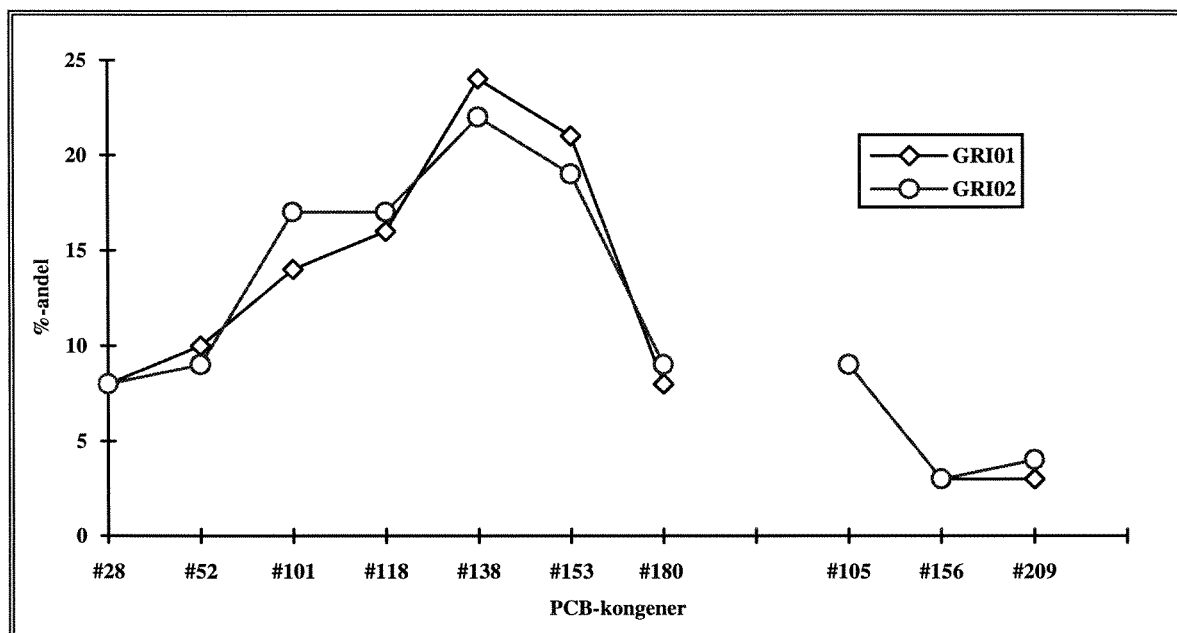
4.20. Grimstad havn

Det ble prøvetatt overflatesedimenter (0-2 cm) fra tre stasjoner i Grimstad havn, hvorav to GRI02 og GRI03 ble tatt sentralt i havneområdet. GRI01 ble plassert i de indre deler av Vikskilen (jfr. vedleggsfigur 20). Av disse ble GRI01 og GRI02 benyttet til hovedanalyser, mens GRI03 ble benyttet til TBT. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.20.1. Miljøgifter i sedimenter

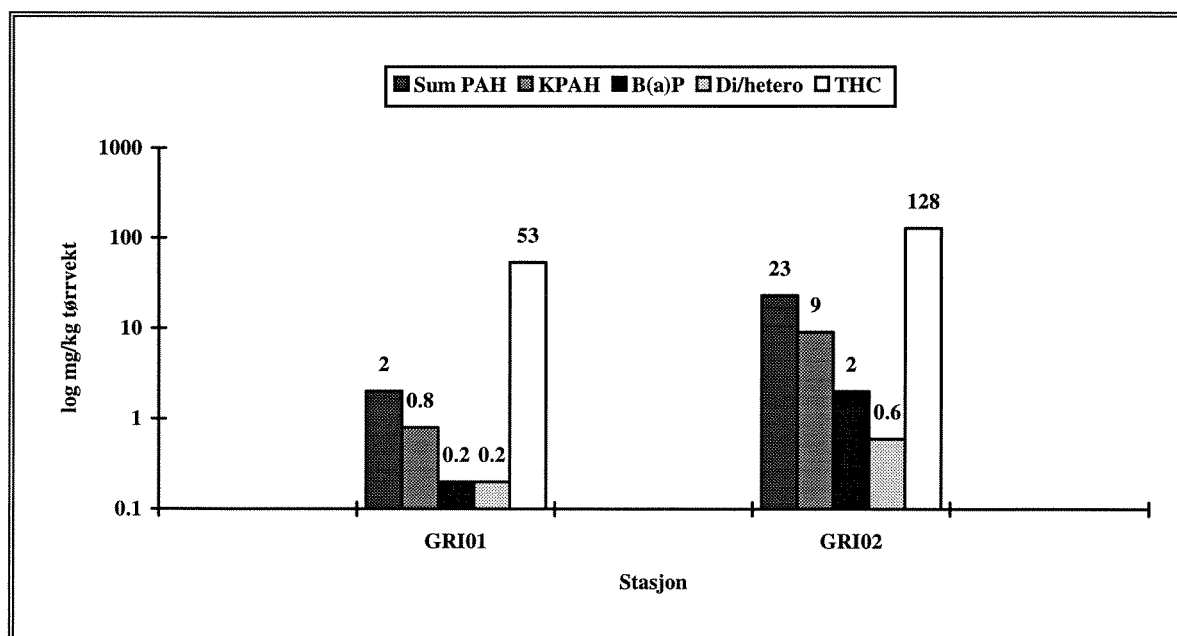
Forekomsten av tungmetaller i sedimentene i Grimstad havn var svært beskjeden og samtlige med unntak av Ni, opptrådte med konsentrasjoner like over bakgrunnsnivåene (vedlegg 1). Høyeste enkeltkonsentrasjon var 0.53 mgHg/kg tørrvekt på stasjon GRI01, noe som tilsvarer litt over 3 ganger overkonsentrasjon.

Beregnete verdier for konsentrasjoner av total PCB var heller ikke nevneverdig og lå mellom 13-37 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Disse konsentrasjonene tilsvarer kun ca. 3-7 ganger det antatte bakgrunnsnivå og gir til dels dårlig grunnlag for å illustrere tilstedeværende kongener-profiler. Profilene antyder likevel at innholdet på de to stasjonene er svært likt, forholdsvis høyklorert og en tilstedeværende blanding av typene Aroclor 1260 og 1254, samt noe usikkert Aroclor 1242 (figur 42).



Figur 42. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Grimstad havn 1993. Profilene er noe usikre pga. til dels lave verdier, men antyder mulig tilstedeværelse av Aroclor 1242, 1254 og 1260.

Merk! også her innslag av kongeneren #209 (jfr. kap. 4.19.1 og kap. 5). Det ble i tillegg registrert mindre overkonsentrasjoner av HCB, γ -HCH (Lindan) og DDT i sedimentene. Mest markert her var 5 ganger overkonsentrasjon av DDT (jfr. vedlegg 2).



Figur 43. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Lillesand havn, 1993. Merk! Log-skala.

Det registrerte PAH-innholdet synes å avvike noe i de to prøvene og mest markert er forskjellen på en hel størrelsesorden mht. konsentrasjoner av sum PAH. GRI01 innerst i Vikskilen hadde omkring 2 mg/kg tørrvekt og var dominert av benzo(b)fluoranten, mens GRI02 inneholdt 22.8 mg/kg tørrvekt og var dominert av fluoranten (vedlegg 3).

Sistnevnte konsentrasjon tilsvarer hele 76 ganger normalnivået. Begge prøver syntes å inneholde vesentlig forbrenningsavledet PAH, dvs. sum KPAH-andel på 38% og B(a)P på 8-9%. GRI01 inneholdt i tillegg 8% di- og heterosykliske forbindelser (mot 3% i GRI02), noe som kan indikere mulig innslag av uforbrent kull eller liknende (figur 43).

Forekomstene av olje i sedimentene var moderate og lå mellom 52.5 og 128 mgTHC/kg tørrvekt, og ikke uventet høyst i det sentrale havneområdet (vedlegg 5). Dette understøtter antydningen om at PAH-fraksjonen som nevnt snarere inneholder kullpartikler enn at den er påvirket av olje.

Sedimentenes innhold av TBT var også relativt sett lav og ble målt til 12 µg/kg tørrvekt i GRI03 innerst i havnebassenget (vedlegg 4). Utover ovennevnte finnes det ikke miljøgiftanalyser i sedimenter fra Grimstad havn.

4.20.2. Potensielle forurensningskilder

Grimstad havn med den tilgrensende Vikskilen (Norges sjøkartverk 1993) anses å være omgitt av en rekke potensielle forurensningskilder. Industrien i området domineres av plastindustri og skipsverftet med flytedokk og slipp. Totalt er det registrert og kartlagt 2 kommunale, 2 industri og 3 andre typer fyllplasser, hvorav de fleste har avrenning til vassdrag og sjø, men kun en ligger direkte tilknyttet havneområdet (NGU 1990a). På fyllplassene har det siden 1950-tallet forekommet til dels ukontrollert deponering av spesialavfall (polyester og løsemidler). I tillegg finnes det 2 bedrifter med sterkt forurenset grunn, i eller i nærområdet til havnen (Norsk Skipsopphugging og Agder fornikling as).

Knyttet til havnen er også et bunkrings-/tankanlegg og 3 mekaniske verksteder som alle kan oppfattes som kilder til forurensning. Det må spesielt bemerkes at det har vært drevet et intensivt hagebruk med stort forbruk av plantevernmidler i Grimstad-området og Dømmesmoen ble benyttet av Statens Gartnerskole som fyllplass i perioden 1950-1990 (NGU 1990a).

4.20.3. Tilstand og vurdering

Resultatene fra de orienterende sedimentanalysene i Grimstad havn peker i retning av at organiske miljøgifter, i motsetning til tungmetaller, kan være et omfattende forurensningsproblem. Det sparsomme datamaterialet signaliserer først og fremst lokalt sterkt PAH-forurensete overflatesedimenter (forurensningsgrad 5).

Tabell 27. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Grimstad havn, 1993.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB γ-HCH	PAH	TBT	THC
Grimstad havn														
Denne undersøkelsen	2	2	2	2	2	1	2	2	3	3	2	5	3	3

Forekomstene av PCB, TBT og olje er noe mer moderate (forurensningsgrad 3), men bør også tillegges betydning. I tillegg bemerkes at det ble registrert overkonsentrasjoner av klororganiske pesticider (DDT og Lindan). På grunnlag av antallet og type potensielle kilder til forurensning og de miljøgiftnivåer som er registrert, anbefales det at det på sikt gjennomføres en kildeorientert kartlegging av sedimentene i Grimstad havn. Dette kan foreløpig gis middels prioritet (tabell 27).

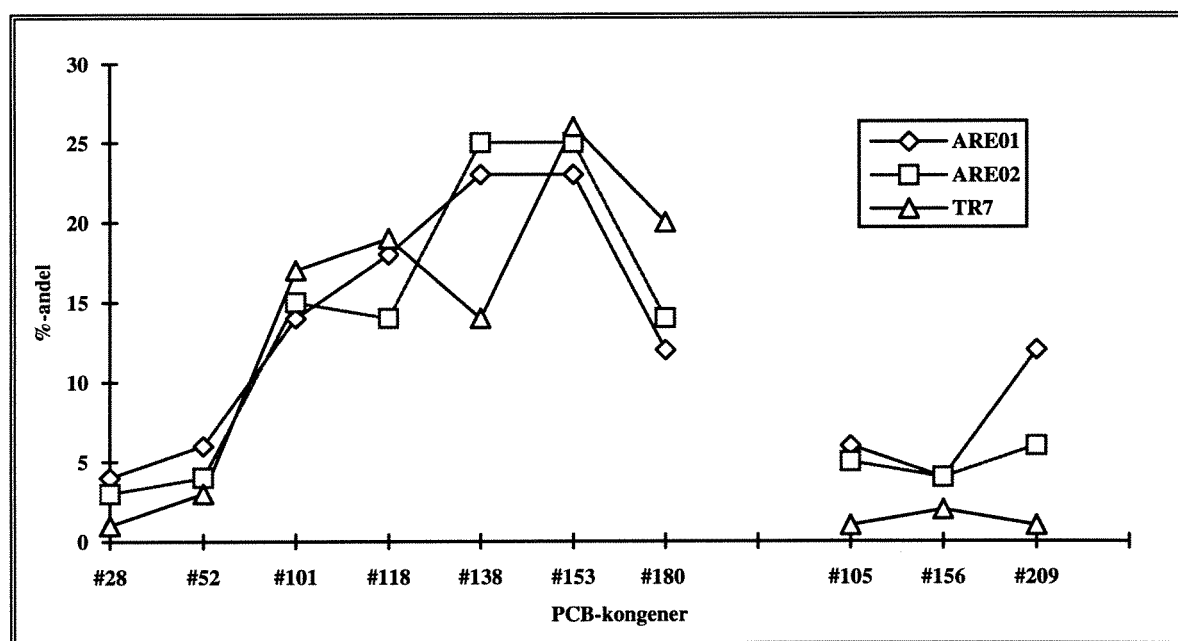
4.21. Arendal havn

Arendal havneområde er relativt stort og ble dekket med 3 stasjoner. ARE01 i hovedleia/Galtesundet, ARE02 sydvest i indre havn og ARE03 mot nordøst i innløpet til Tromøysundet (jfr. Norges sjøkartverk 1993 og vedleggsfigur 21). Det ble valgt å gå videre med to av stasjonene (ARE 01 og ARE02), da tidligere undersøkelser har dekket store deler av Tromøysundet (jfr. kap. 4.21.2). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.21.1. Miljøgifter i sedimenter

Forekomstene av tungmetaller i Arendal havn var moderate til markerte, hvor Hg var mest fremtredende. Det ble registrert fra 1.16-2.37 mg/kg tørrvekt, som tilsvarer omkring 16 ganger bakgrunnsnivået. Utover dette var forekomstene av Pb og Cu noe forhøyet med omkring 5 ganger overkonsentrasjon. Resterende metaller forekom i 1-2 ganger bakgrunnsnivåene (vedlegg 1).

Sedimentenes innhold av PCB markert med beregnede total konsentrasjoner på 44-127 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Dette tilsvarer mer enn 25 ganger overkonsentrasjon og antyder en kraftig lokal forurensning. PCB-profilene var like og kongenersammensetningen høyklorert (vesentlig heksaklorert).

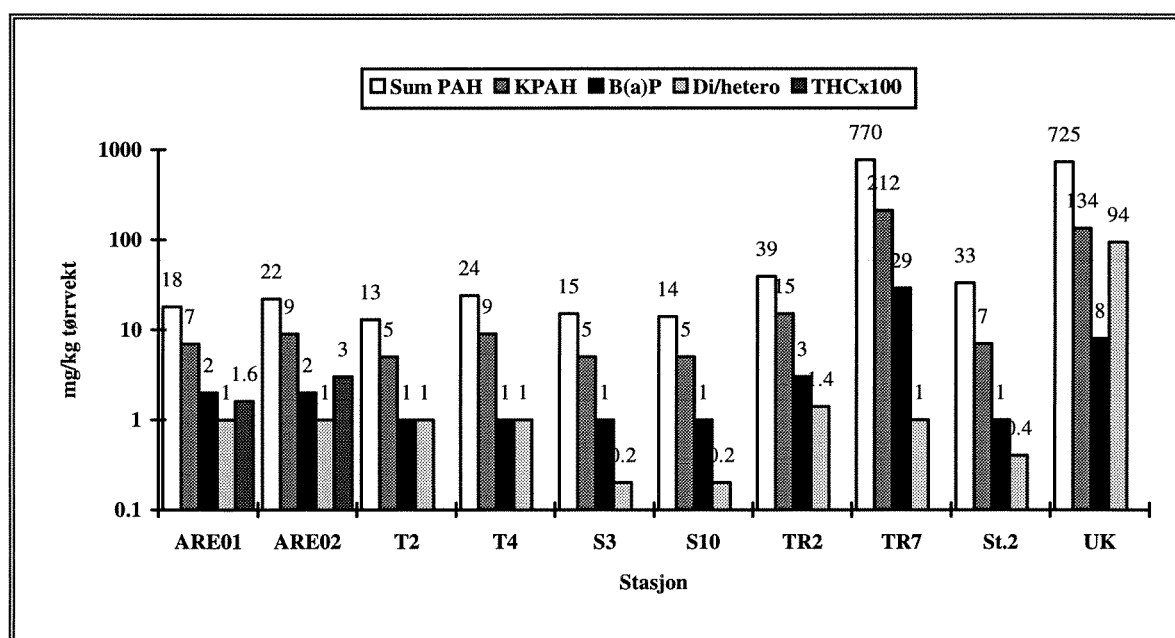


Figur 44. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Arendal havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av en blanding Aroclor 1254 og 1260. For supplerende data utenfor Nitriden (TR7) fra Helland 1993a. (jfr. figur 46 og 47).

Dette antyder tilstedeværelse av PCB-blandinger hovedsakelig av typen Aroclor 1260, men også noe Aroclor 1254 (figur 44). Det bør bemerkes det noe uvanlige høye innslaget av kongeneren #209 på 6-12% et forhold som til nå er blitt registrert i Lillesand og Grimstad havn (jfr. kap. 4.19.1 og 4.20.1). Fenomenet diskuteres nærmere i kapittel 5.

Forekomsten av PAH i prøvene fra Arendal havn var forholdsvis høye og konsentrasjonene lå fra 17.9-22.9 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3). Begge prøvene var dominert av fluoranten og andelen KPAH og B(a)P utgjorde hhv. 37% og 8%. Innholdet av di- og heterosykliske forbindelser var lavt og mellom 4% og 6%, noe som antyder et forbrenningsavledet opphav til PAH (figur 46).

Det ble målt innhold av THC i prøvene og konsentrasjonene lå i intervallet 161-297 mg/kg tørrvekt høyest i ARE02 og anses som moderate og normalt forekommende i trafikkerte havneområder (vedlegg 5). Innholdet av TBT i prøve ARE03 fra utløpet av Tromøysundet var noe forhøyet dvs. 22 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4). Dette representerer i overkant av 7 ganger det foreslåtte bakgrunnsnivået.



Figur 45. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Arendal havn og Tromøysundet, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC og log-skala. Utvalgte supplerende data fra Næs 1989 (T2-T4), Næs et al. 1991 (S3-S10), Helland 1993a (TR2-TR7), Helland 1993c (St.2) og Jordforsk 1994 (UK).

4.21.2. Tidligere undersøkelser

Det er ikke tidligere foretatt sedimentundersøkelser i selve havneområdet i Arendal, men tilgjengelig er deler av Tromøysundet med tilstøtende landområder godt undersøkt i forbindelse med industriaktiviteter (Arendal smelteverk og Det Norske Nitridaksjeselskap). I 1989 ble det rapportert orienterende sedimentdata mht. et utvalg av miljøgifter (PCB, andre klororganiske stoffer, PAH og Pb) fra sjøområdet utenfor Eydehavn og i Heggedalsbukta. Det ble målt konsentrasjoner av sum PCB i intervallet 1-92 µg/kg tørrvekt eller maksimalt ca. 45 ganger bakgrunnsnivå. Enkelt kongener var ikke oppgitt slik at forekomstene ikke kan belyses med

profiler. PAH sammensetningen var noe varierende, men vesentlig forbrenningsavledet og konsentrasjonene var fra ca. 1-25 mg/kg tørrvekt eller ca. 80 ganger bakgrunnsnivå (figur 45). Det ble kun funnet minimale overkonsentrasjoner av Pb. I tillegg ble det funnet små mengder 5CB, HCB, α -HCH og γ -HCH, tilsvarende ca. 2-4 ganger overkonsentrasjon (Næs 1989).

I 1991 ble det foretatt en større resipientundersøkelse i hele Tromøysundet, med hovedvekt på områdene rundt Eydehavn, men også med stasjoner i nærområdet til havnebassenget. Tungmetallnivåene var moderate og sammenliknbare med nivåene i Arendal havn. Mest markert var forekomsten på 2.43 mgHg/kg tørrvekt ved Trollneset (ca. 3 km opp i Tromøysundet). Også konsentrasjonene av PCB var forholdsvis moderate og ble beregnet til 6-65 μ g/kg tørrvekt. PCB-profilene indikerte tilstedeværelse av høyklorerte blandinger av typene Aroclor 1254 og 1260 (jfr. diskusjon vedrørende kilder kap. 4.21.3 og figur 4). Mindre overkonsentrasjoner av DDT ble også målt på stasjoner nærmest havnebassenget. Sedimentenes innhold av PAH var derimot gjennomgående høyt, dvs. sum PAH fra 2.3-31.4 mg/kg tørrvekt. PAH-profilene viste stor variasjon, men antydte vesentlig forbrenningsrelatert opphav med et lokalt innslag av f. eks. kull eller tjæreholdig materiale (jfr. tabell 28 og figur 45 og 48).

I 1993 ble det rapportert en spesialundersøkelse av sedimenter i Heggedalsbukta og i nærområdet til Nidriden. Det ble undersøkt både forekomster av utvalgte tungmetaller, PAH og PCB (inklusive andre klororganiske forbindelser (Helland 1993a). Resultatene viste til dels høye konsentrasjoner for metallene lokalt (2.66 mgHg/kg, 1.46 mgCd/kg, 1390 mgPb/kg og 2360 mgCu/kg). Innholdet av PCB var gjennomgående høyt og ble beregnet til mellom 100-230 på flere av stasjonene både i Heggedalsbukta og utenfor Nidriden. Profilene var noe varierende, men indikerte eksistensen av flere mulige lokale forurensningskilder (figur 44, 46 og 47). Det ble også registrert vesentlige mengder OCS og DDT i noen av prøvene i Heggedalsbukta (jfr. tabell 29).

Undersøkelsen i 1993 viste at sedimentene var dominert av PAH-forurensningen og konsentrasjonene lå i intervallet ca. 6-770 mg/kg tørrvekt for sum PAH (figur 45). KPAH-andelen i de 32 prøvene varierte mellom 27% og 48 % og indikerte i hovedsak stort sett forbrenningsavledet opphav, men også ulike varianter av tjæreliknende materiale. Det er i ettertid utført kildeorienterte undersøkelser på land (deponier og forurenset grunn) og i sjø (bl. a. tønne-deponiet). Konsentrasjonene og sammensetninger varierer kraftig, men faller godt inn i forurensningssammenhengen (jfr. Helland 1993c, 1994b, Jordforsk 1994). Ytterligere detaljer fra undersøkelsene utført fra 1989 og frem til i dag blir diskutert nærmere i kapitlene 4.21.3 og 5.

4.21.3. Potensielle forurensningskilder

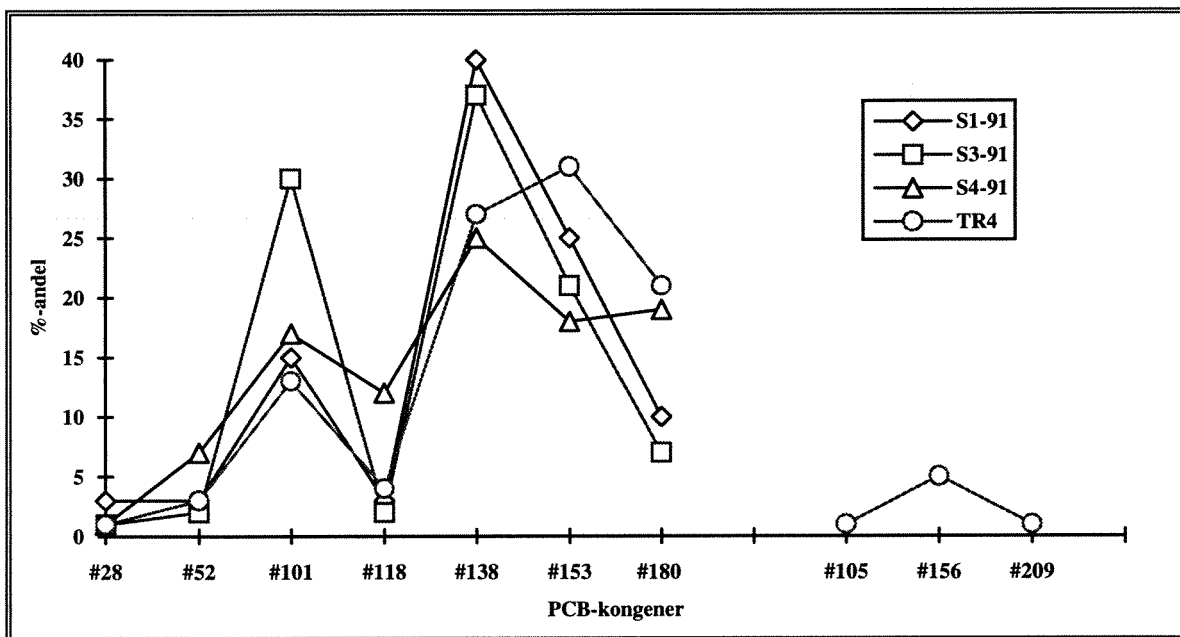
Arendal havn er en forholdsvis stor og sentral havn, som både er belastet med trafikk og mange potensielle forurensningskilder (Norges sjøkartverk 1993). I selve havnen finnes det et tankanlegg, totalt 10 mekaniske verksteder, tre skipsverft med tilhørende slipper, 2 utslippledninger og opplagsplass for skip. Industrien i området er svært varierende, bl. a. bestående av båtproduksjon, fiskeforedling, elektroindustri, offsetindustri, men domineres av utskipning (tremasse, mineraler og malm) og import (koks og olje). Totalt er det knyttet 8 fyllplasser eller grunnforurensede områder til kommunen (NGU 1990a).

I tillegg må også industriaktivitetene, industrielle og kommunale fyllplasser i nabokommunene medregnes i vurdering av den totale potensielle belastningen. Områdene omgir Tromøysundet og selve havneområdet og anses av den grunn å bidra vesentlig med forurensende tilførsler. På Hisøya ligger Arendal mekaniske verksted og en eldre kommunal fylling. I Moland kommune som omslutter byen og grenser til Tromøysundet er sterkt belastet og det ble klassifisert ikke mindre enn 17 lokaliteter av kategorien fyllplasser og forurenset grunn (NGU 1990a). Spesielt finnes det

en rekke deponier (land, strandkant og sjø) og forurensede industriområder i Eydehavn knyttet til Arendal Smelteverk, Alicraft og Det Norske Nitridaksjeselskap. Også langs de nordlige og sentrale deler av Tromøya ligger det fyllplasser og andre forurensede lokaliteter.

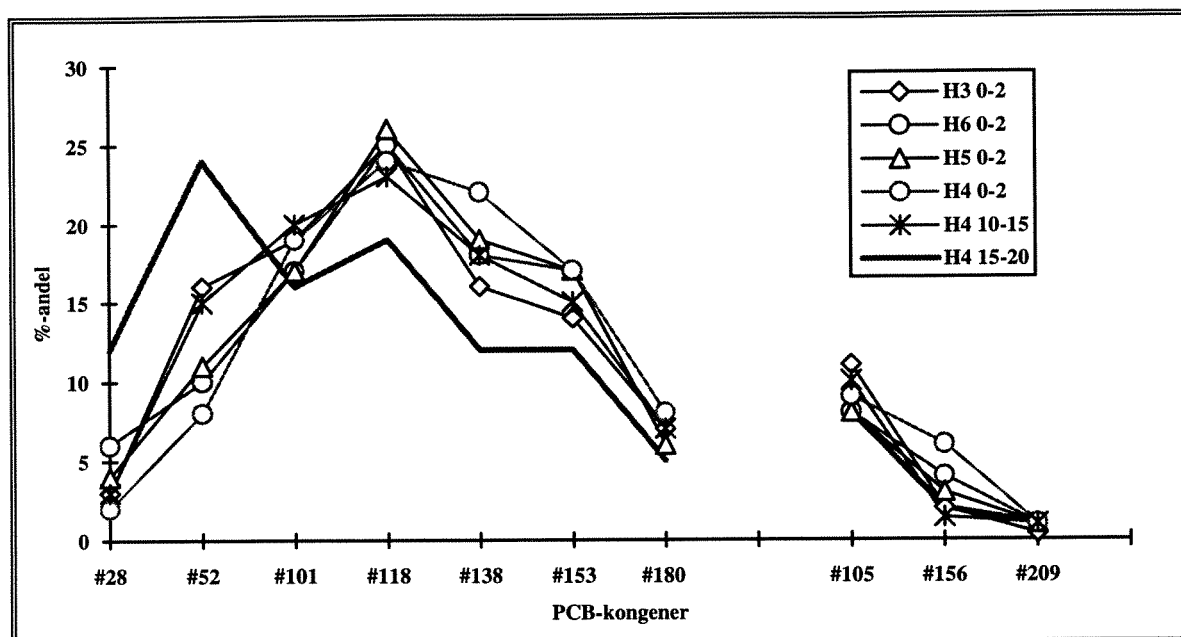
Av potensielle miljøfarlige stoffer/produkter som er eller antas deponert i nærområdet til Arendal kan nevnes; polyester, løsemidler og maling, transformatorolje, oljerester og diesel, PAH-holdige ovnsvanger, -hoder, -bunner og slagg, kull, koks, tjære, tjæregrannulat og bek, anodeprodukter, asbest og tungmetallstøv. (NGU 1990a).

Vedrørende kilder til PCB i Arendal havneområde så tyder det på at det eksisterer flere kilder til forurensningen, men PCB-profilene er ikke helt entydige. Dette peker i retning av at tilførslene blandes før de havner i sedimentene. Dataene fra Tromøysundet i Næs et al. (1991) og utenfor Arendal Smelteverk (Helland 1993a) tyder på tilstedeværelse av begge PCB-typene Aroclor 1254 og 1260 og likner noe de forekomstene som ble funnet i selve havnen. Dog synes kongeneren #118 å være sterkt underrepresentert i prøvene noe som kan bety at forekomstene i sedimentene her vesentlig består av Aroclor 1260 og at prøvestasjonene ligger nær den aktuelle kilden.



Figur 46. PCB-profiler i sedimenter; S1-S4 i Tromøysundet SW fra Næs et al. 1991 og utenfor Arendal Smelteverk TR4 fra Helland 1993a. Profilene er noe atypiske, men antyder trolig tilstedeværelse av typene Aroclor 1254 og 1260 blandet.

Sammenliknes profilene fra havnen og Tromøysundet med forekomstene lokalt i Heggedalsbukta fremkommer ytterligere en mulig PCB-kilde (figur 47). Profilene er innbyrdes svært like også vertikalt i sedimentene og antyder forekomst av Aroclor 1254. Det bemerkes at det på sedimentnivået 15-20 cm utpeker det seg en profil ulik det som er registrert i sedimentene over. Dette indikerer en historisk PCB-tilførsel av lavklorert sammensetningen lik Aroclor 1242 i perioden omkring siste verdenskrig.

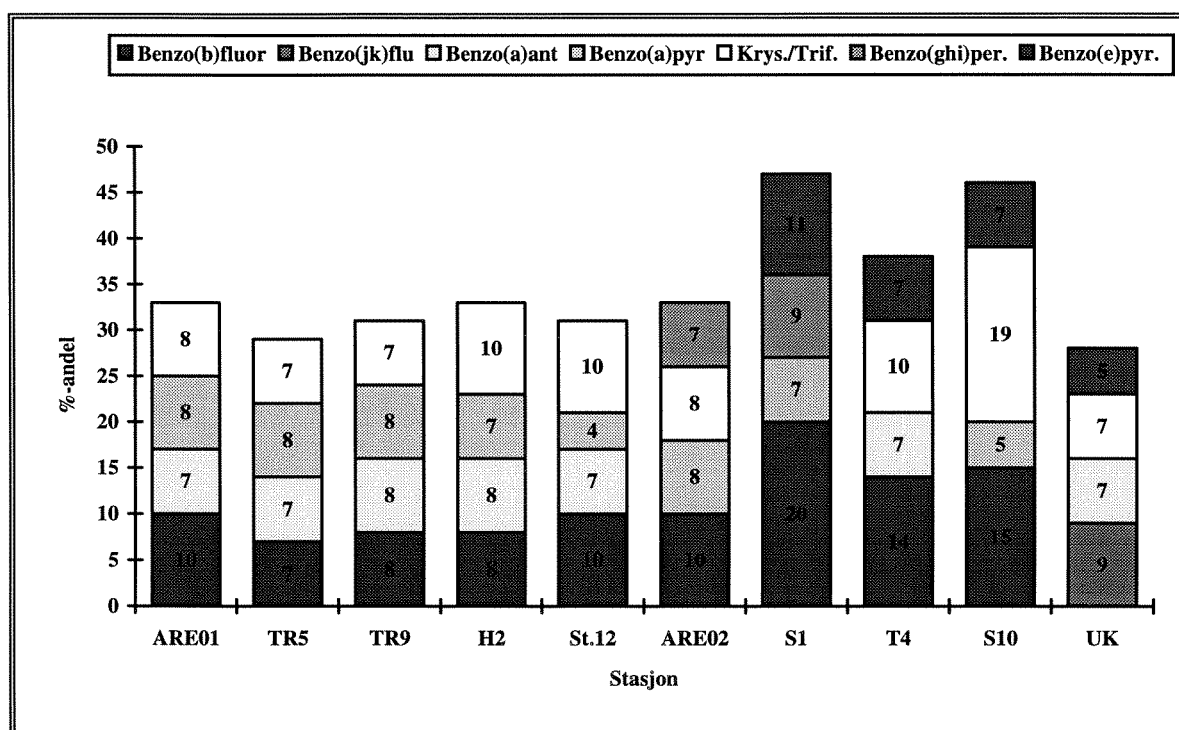


Figur 47. PCB-profiler i sedimenter i Heggedalsbukta fra Helland 1993a. Profilene antyder tilstedeværelse av hovedsakelig typene Aroclor 1254. Profilen i sedimentnivå 15-20 cm indikerer trolig innslag av Aroclor 1242.

Det er siden 1989 analysert en lang rekke sedimentprøver mht. PAH-innhold og resultatene verifiserer en eller flere større kilder. Dette kan også belyses ved å betrakte PAH-profilene, men variasjonen i sammensetningene er stor. I figur 48 er det vist prøvene fra havnen sammen med noen utvalgte prøver fra andre undersøkelser for å illustrere likheter og forskjeller mht. profilsammensetning (jfr. også tabell 28). Det kan ses at det er klare sammenhenger mellom sammensetningen av PAH-forekomstene i området, både med prøver som er tatt ute i Tromøysundet, nær kaianlegget til Nitriden og utløpet fra Heggedalsbukta. Ytterligere detaljer vedrørende PAH-forekomster mht. kildetilknytning er diskutert i kapittel 5.

Tabell 28. Prosent-andeler av de 7 dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Arendal havn, 1989-1994. Utvalgte supplerende data fra Næs 1989^①, Næs et al. 1991^②, Helland 1993a^③, Helland 1993c^④, Jordforsk 1995^⑤.

Prøver	1. fb.	%	2. fb.	%	3. fb.	%	4. fb.	%	5. fb.	%	6. fb.	%	7. fb.	%
ARE01	Fluor	14	Pyren	12	B(b)F	10	B(a)P	8	Fen	8	Kr./Tr.	8	B(a)A	7
ARE02	Fluor	13	Pyren	12	B(b)F	10	B(a)P	8	Kr./Tr.	8	Fen	7	B(ghi)P	7
T4 ^①	Fluor	14	B(b)F	14	Fen	11	Pyren	10	Kr./Tr.	10	B(a)A	7	B(e)P	7
S1 ^②	Fluor	22	B(b)F	20	Pyren	18	B(e)P	11	B(ghi)P	9	Fen	7	B(a)P	7
S10 ^②	Fluor	20	Kr./Tr.	19	Pyren	16	B(b)F	15	Fen	8	B(e)P	7	B(a)P	5
TR5 ^③	Fluor	17	B(e)P	12	Pyren	11	Kr./Tr.	8	B(b)F	7	B(a)A	7	Fen	7
TR9 ^③	Fluor	16	Pyren	11	B(e)P	10	Kr./Tr.	8	B(b)F	8	B(a)A	8	Fen	7
H2 ^③	Fluor	16	B(e)P	12	Pyren	10	Fen	10	B(b)F	8	B(a)A	8	Kr./Tr.	7
St.12 ^④	Fluor	20	Pyren	13	B(e)P	13	Fen	10	B(b)F	10	B(a)A	7	Kr./Tr.	4
UK ^⑤	Fluor	12	Fen	11	Pyren	10	B(jk)F	9	B(a)A	7	Kr./Tr.	7	B(e)P	5



Figur 48. Prosent-andeler av de 7 mest dominerende forbindelser i tilstedeværende PAH i Arendal havn og Tromsøfjorden, 1993. Felles forbindelser i alle prøver er fjernet. Supplerende data fra Næs 1989 (T4), Næs et al. 1991 (S1 og S10), Helland 1993a (TR5, TR9 og H3), Helland 1993c (St.12), Jordforsk 1995 (UK).

Tabell 29. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Arendal havn og Tromsøfjorden, 1989-1994.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB OCS*	PAH	TBT	THC
Arendal havn Denne undersøkelsen	3	2	3	3	2	2	2	2	4	3	2	5	3	3
Eydehavn, 7st. 0-18cm, Næs 1989	-	-	2	-	-	-	-	-	3	-	2	5	-	-
Tromsøfjorden Næs et al. 1991	3	2	3	2	2	-	-	-	3	3	1	5	-	-
Tromsøfjorden/Heggedb. Helland 1993a	3	3	3	3	-	-	-	-	4	4	3*	5	-	-
Tromsøfjorden/Nitriden Helland 1993c, 1994b	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-
Tromsøfjorden/land Jordforsk 1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-

4.21.4. Tilstand og vurdering

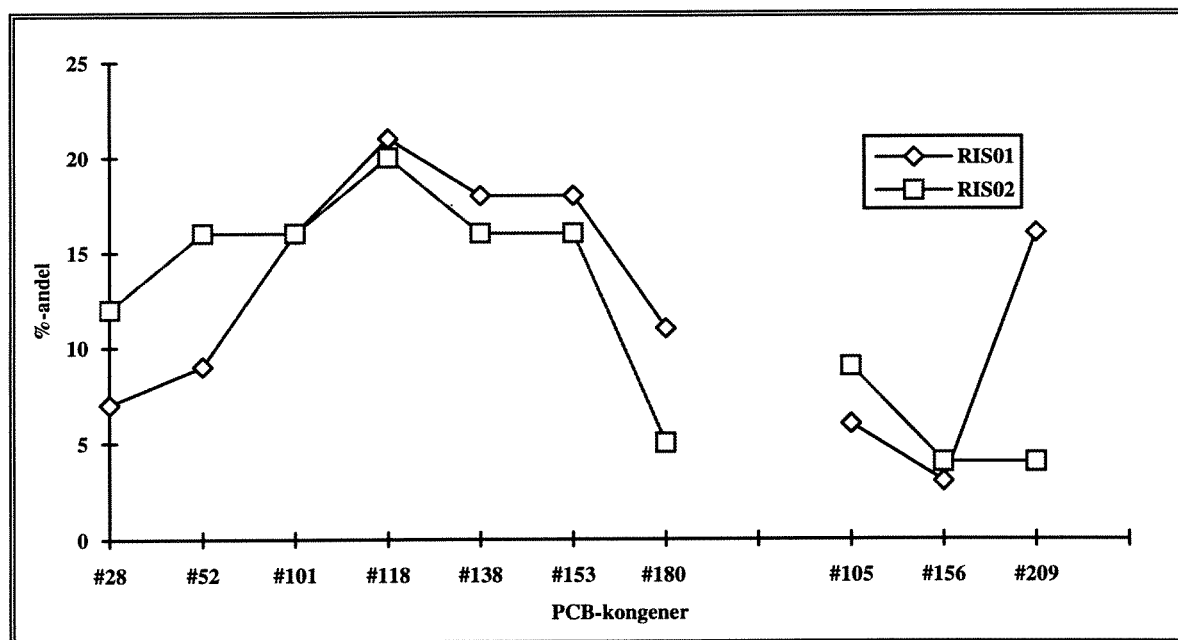
Den totale forurensningssituasjonen strekker seg langt utover selve havneområdet i Arendal og omfatter i særdeleshet store deler av Tromøysundet og den tilstøtende Heggedalsbukta. Kildeorienterte undersøkelser knyttet til landdeponier, forurenset grunn, tilførsler til sjø, deponering i sjø og bunnsedimenter har blitt ivaretatt av tidligere og pågående undersøkelser. Den dominerende forurensningen i området er PAH-belastningen (forurensningsgrad 5) og undersøkelsene har da også blitt konsentrert om dette. Men det ble også påvist i de sonderende undersøkelsene at tungmetaller (Hg, Pb og Cu), PCB, DDT, TBT og til dels olje opptrer i markerte til høye konsentrasjoner (tabell 29). Forekomster tilsvarende forurensningsgrad 3-4 for disse miljøgiftene tilsier at supplerende undersøkelser er nødvendig og at det også bør fokuseres på kildene for disse. Det anbefales at ytterligere undersøkelser prioriteres og knyttes opp mot de undersøkelser som allerede er igangsatt.

4.22. Risør havn

Risør havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 22. Det ble tatt to stasjoner i området en overflateprøve i selve havnen utenfor skipsverftet (RIS02) og en innerst i Kranfjorden (RIS01). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.22.1. Miljøgifter i sedimenter

Det var noe varierte forekomster av tungmetaller i Risør havnområde og med unntak av Pb var konsentrasjonene høyest inne i Kranfjorden. Pb var da også det metallet som ble registrert i høyest overkonsentrasjon med 13 ganger bakgrunnsnivået. Utover dette viste Hg og Cd markert forhøyede konsentrasjoner med hhv. 12 og 9 ganger overkonsentrasjon. De resterende metaller forekom i relativt lave konsentrasjoner (vedlegg 1).



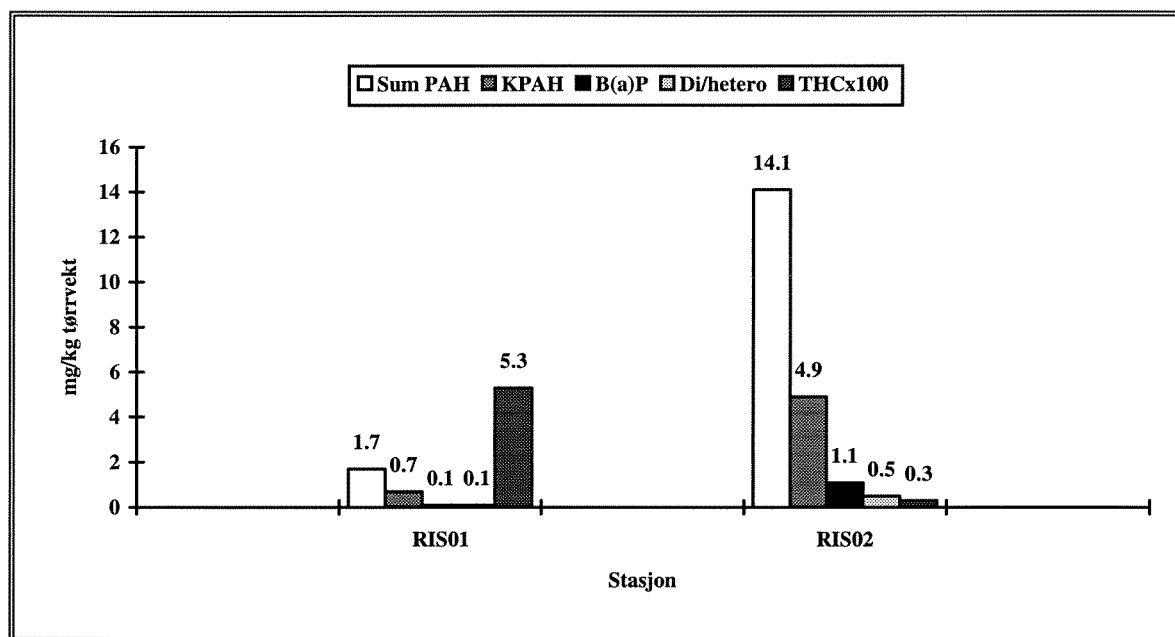
Figur 49. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Risør havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1254.

Forekomstene av persistente klororganiske forbindelser var forholdsvis moderate, men til gjengjeld noe særegne. Beregnede konsentrasjoner for total PCB lå mellom 10 og 57 µg/kg tørrvekt med høyeste konsentrasjon på RIS01 i Kranfjorden (vedlegg 2).

PCB-profilene var noe avvikende og skyldes i hovedsak konsentrasjonsforskjellene slik at profilen i RIS02 er noe usikker. Men begge prøver var dominert av kongeneren #118 og indikerte tilstedeværelse av typen Aroclor 1254 (figur 49). PCB-forekomsten i prøve RIS02 fra indre havn var kan i tillegg inneholde noe Aroclor 1248. Det mest særegne ved profilene er den høye andelen #209 (ca. 16%) i RIS01, et fenomen som også ble registrert i Lillesand, Grimstad og Arendal havn. Et annet særegent forhold i undersøkelsen var at RIS01 også inneholdt alle de tre forbindelsene små mengder 5CB, HCB og OCS som sammen med 10CB (PCB #209) utgjør de 4 hovedkomponentene som slippes ut ved Hydro's produksjon i Grenland. Disse forhold vil bli diskutert nærmere i kapittel 5.

Det ble også registrert 0.7-5.5 µg/kg tørrvekt av sum DDT noe som utgjør opptil 11 ganger et foreslått bakgrunnsnivå (vedlegg 2).

Sedimentenes innhold av PAH var relativt sett likt, men klart høyere i selve havneområdet enn i Kranfjorden. Sum PAH ble målt til hhv. 1.7 mg/kg (RIS01) og 14.1 mg/kg tørrvekt (RIS02). Begge prøver var dominert av forbindelsen fluoranten og KPAH-andelen var fra 35-40%. B(a)P utgjorde fra 7-8% og andelen di- og heterosykliske forbindelser 3-6% av sum PAH (vedlegg 3). Ut fra den aktuelle sammensetningen kan det antydes et forbrenningsrelatert opphav for tilstedeværende PAH i overflatesedimentene i Risør havn (figur 50).



Figur 50 Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Risør havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

Forekomstene av oljehydrokarboner i overflatesedimentene i Risør havn var klart forskjellige. Lavest var innholdet på RIS02 i havnen hvor det ble målt ca. 34 mgTHC/kg tørrvekt. I Kranfjorden var konsentrasjonen 531 mgTHC/kg tørrvekt (vedlegg 5).

Ut over resultatene gitt over foreligger det ingen tidligere data for miljøgifter i sedimenter fra Risør havneområdet.

4.22.2. Potensielle forurensningskilder

Som i de foregående havnene som til nå er undersøkt langs kysten er det også en rekke potensielle forurensningskilder i Risør havneområde. Kartleggingen av avfallsdeponier og forurenset industrigrunn avslørte 6 områder i nærområdet som falt innefor disse kategorier. To større avfallsfyllinger med avrenning til sjøen har vært benyttet siden 1976 og inneholder bl. a. avfall relatert maling- og lakkindustri. Av særlig interesse er utslipp av olje- og tungmetallholdig avløpsvann (Hg og Cu) fra industrien, kommunale utslipp, slamdeponi i sjø og forurensning av sedimentene i Kranfjorden (NGU 1990a).

Havnen og tilgrensende områder har til sammen 5 bunkrings-/tankanlegg, 5 mekaniske verksteder, 4 skipsverft (hvorav 2 er nedlagt) med tilhørende slipp/dokk og en rekke potensielt forurensende småindustrier (båter, isolasjonsmateriale, tremasse osv.). Diffuse forurensninger kommer trolig også som følge av en kraftig småbåttrafikk og aktiviteter i småbåthavner, spesielt i sommerhalvåret.

4.22.3. Tilstand og vurdering

Det store antall og typer forurensningskilder som eksisterer i Risør havneområde, reflekteres også i miljøgiftnivåene som er funnet i sedimentene. Det ble registrert en markert forurensning for enkelte metaller (Hg, Cd og Pb), moderate konsentrasjoner av PCB, DDT og likeledes forholdsvis store mengder olje (alle forurensningsgrad 3), samt PAH-forekomster tilsvarende forurensningsgrad 4 (tabell 30).

Selv om datagrunnlaget foreløpig er sparsomt danner dette likevel grunnlag for å gjennomføre ytterligere undersøkelser av miljøgiftsituasjonen i Risør havneområde. Dette bør gis en middels prioritet.

Tabell 30. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Risør havn med Kranfjorden, 1993.

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

4.23. Kragerø havn

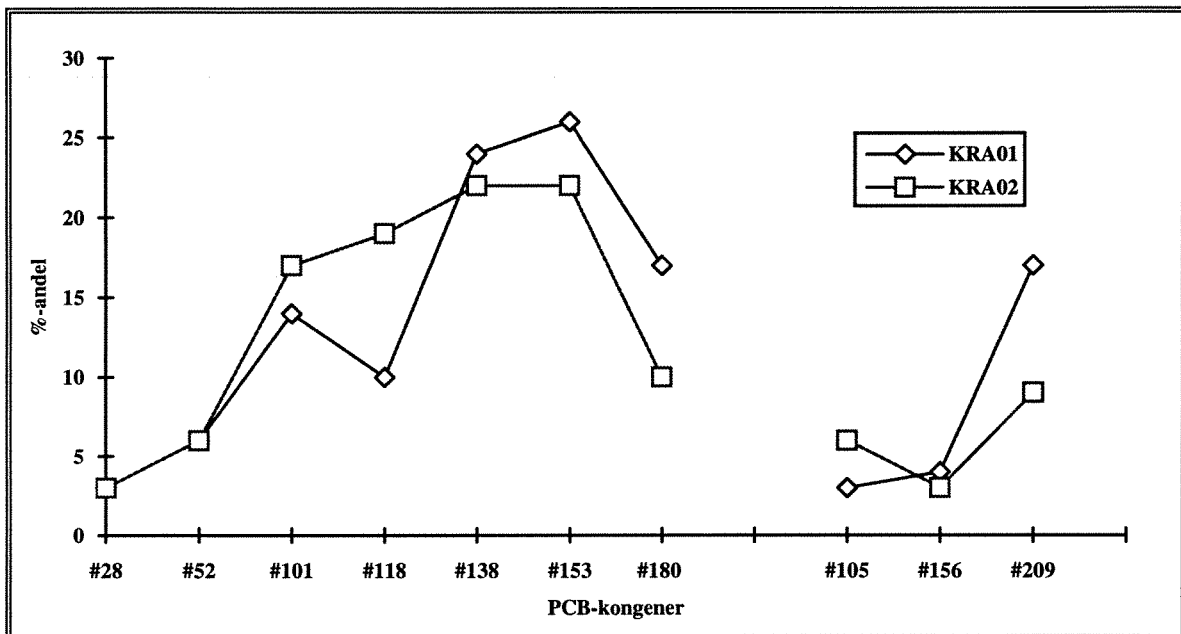
Kragerø havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 23. Det ble tatt overflatesedimenter på tre lokaliteter spredt i havneområdet hhv. i Tallakshavn (KRA03), i indre havn ved jernbanekaien (KRA01) og utenfor Tangen verft (KRA02). De to sistnevnte ble benyttet til analyser. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gjengitt i vedleggstabellene 1-3.

4.23.1. Miljøgifter i sedimenter

Tungmetallforekomstene i Kragerø havnområde var til dels høye og stort sett høyest utenfor Tangen verft (KRA02). Totalt sett var konsentrasjonene av Hg mest markert og lå fra 1.62-4.20 mg/kg tørrvekt, tilsvarende maksimalt 28 ganger overkonsentrasjon. Utover dette viste også Cd, Pb og Cu markert forhøyede konsentrasjoner med hhv. 4, 10 og 6 ganger overkonsentrasjon. De resterende metaller forekom i moderate konsentrasjoner (vedlegg 1).

Forekomstene av klororganiske forbindelser var på lik linje med Risør havn noe særegne og i tillegg svært høye. Beregnede konsentrasjoner for total PCB lå fra 153-388 µg/kg tørrvekt med høyeste konsentrasjon på KRA02 utenfor Tangen verft (vedlegg 2). PCB-profilene var noe avvikende (figur 51) og indikerte både tilstedeværelse av de kommersielle PCB-typene Aroclor 1254 (KRA02) og Aroclor 1260 (KRA01). PCB-forekomsten i prøve KRA01 fra indre havn hadde også høy andel (ca. 17%) av kongeneren #209 (jfr. kapittel 4.19-4.22 og 5).

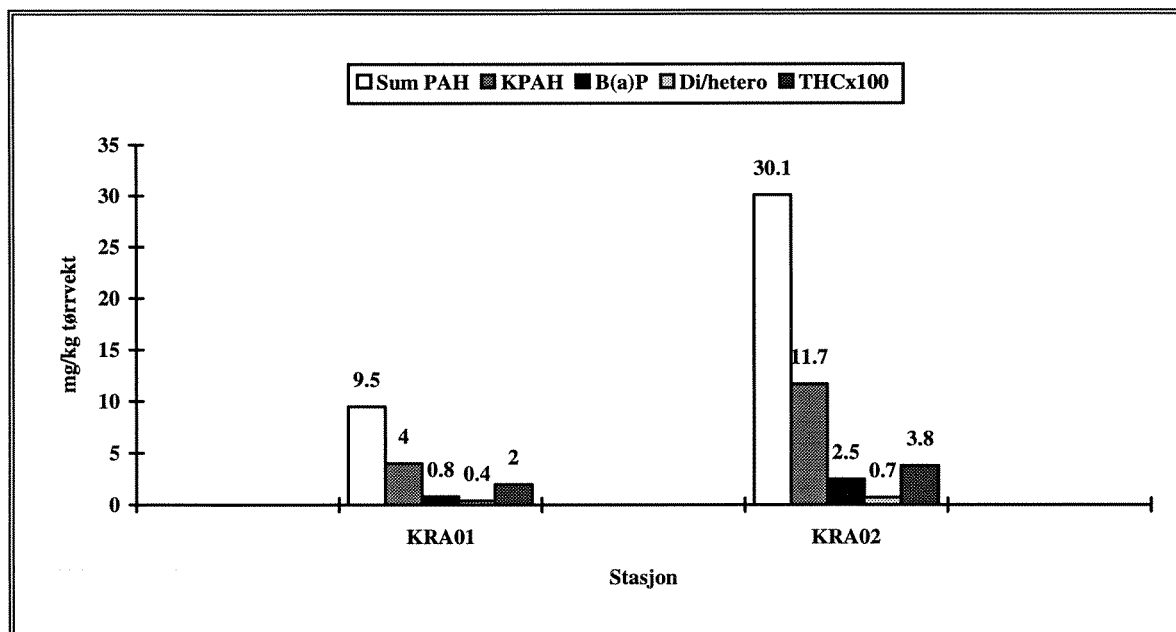
Av de andre undersøkte klororganiske komponentene 5CB, HCB og OCS ble det registrert ca. 1-5 ganger overkonsentrasjon og KRA01 viste forekomst av alle 3 komponentene (vedlegg 2). Det ble også registrert i underkant av 4 µg/kg tørrvekt for sum DDT i begge prøver eller omtrent 8 ganger et foreslått bakgrunnsnivå (vedlegg 2).



Figur 51. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Kragerø havn 1993. Profilene antyder tilstedeværelse av Aroclor 1254 og 1260.

PAH var relativt høye i Kragerø havneområdet og sum PAH ble målt til mellom ca. 9.5 mg/kg i KRA01 og ca. 30 mg/kg tørrvekt i prøve KRA02 utenfor tangen verft. KPAH-andelen var fra 39-42% og prøvene var dominert av hhv. benzo(b)fluoranten og fluoranten (vedlegg 3). B(a)P utgjorde på 8% i begge prøver og andelen di- og heterosykliske forbindelser fra 2-4% av sum PAH. Denne sammensetningen tyder på et forbrenningsrelatert opphav for tilstedeværende PAH i overflatesedimentene også i Kragerø havn (figur 52).

Forekomsten av oljehydrokarboner var forholdsvis moderat og ikke unormalt for havnene langs kysten og lå i intervallet 198-380 mgTHC/kg tørrvekt, høyest utenfor Tangen verft (vedlegg 5). Derimot var forekomsten av TBT på stasjon KRA02 utenfor skipsverftet klart forhøyet med en konsentrasjon på 284 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4). Nivået tilsvarer ca. 95 ganger det foreslåtte bakgrunnsnivået.



Figur 52. Forekomster av (fra venstre mot høyre) sum PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Kragerø havn, 1993. Merk! konsentrasjonsangivelsen for THC.

Ut over resultatene gitt over, foreligger det ingen tidligere data for miljøgifter i sedimenter fra Kragerø havneområdet.

4.23.2. Potensielle forurensningskilder

På samme måte som i Risør havn finnes det også en lang rekke potensielle forurensningskilder i Kragerø havneområde. Knyttet til havnen er til sammen 3 bunkrings-/tankanlegg, 3 mekaniske verksteder og 3 skipsverft med tilhørende slipp (bl. a. Tangen verft).

I tillegg til en mulig belastning fra slike aktiviteter kan det også tenkes tilførsel av miljøgifter fra andre industriaktiviteter (trelast-, cellulose-, metall-, steinindustri). Skipstrafikk og en kraftig småbåttrafikk i sommerhalvåret fører trolig til ulike diffuse forurensninger i området.

Det er også kartlagt 4 avfallsfyllinger og 2 industrifyllinger i nærområdet til Kragerø, hvor noen har avrenning til sjø (Kilfjorden, Bærøfjorden og Kalstadkilen) enten direkte eller via kloakk/vassdrag. Deponeringen av spesial- og annet avfall har foregått siden 1800 (Kirkebukta) og frem til i dag, med størst aktivitet etter krigen. Fyllingene er mistenkt å inneholde bl. a. løsemidler og annet organisk spesialavfall (NGU 1989a).

4.23.3. Tilstand og vurdering

Den totale forurensningen i Kragerø havn var blant de mest omfattende i denne undersøkelsen (tabell 31). Markert til kraftig forurensning av enkelte tungmetaller dvs. forurensningsgrad 3-4 for Hg, Cd, Pb og Cu kan trolig tilskrives skipsverftindustrien og trafikken i området. Dette understøttes av relativt sett høy konsentrasjon av TBT og moderate mengder oljehydrokarboner i sedimentene.

Det ble også registrert høye konsentrasjoner av PAH (forurensningsgrad 5) og i særklasse persistente klororganiske forbindelser. Mest oppsiktsvekkende var forekomstene av PCB (forurensningsgrad 5), men også innslag av DDT, 5CB, HCB og OCS i sedimentene (forurensningsgrad 3) er signaler på en alvorlig belastning. Dette tatt i betraktning er det viktig å gjennomføre en omfattende kildeorientert kartlegging av sedimentene rundt Kragerø og dette bør gis en høy prioritet.

Tabell 31. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i overflatesedimenter fra Kragerø havn, 1993.

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

5. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER

I det følgende gis det en oppsummering av miljøgiftforekomstene knyttet opp mot mulige kilder til forurensningene i de undersøkte havnene. 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.

5.1. Tungmetaller

Generelt sett utgjorde ikke tungmetallene de dominerende forurensningene i havnene langs kysten. Dog ble det i følgende 9 havner registrert Hg-konsentrasjoner tilsvarende høyere eller lik tilstandsklasse IV (>3 mg/kg tørrvekt); Trondheim, Kristiansund, Ålesund, Florø, Haugesund, Stavanger, Egersund, Mandal og Kragerø. De samme havnene, samt i Risør, har det også blitt registrert forhøyede Cd-forekomster (> 1.0 mg/kg tørrvekt). Hg ble også registrert svakt forhøyet i Sandnessjøen og Risør.

Ut over dette var forekomstene av resterende tungmetaller kun lave til moderate. Det er derfor i utgangspunktet noe usikkert hvor årsakene eller kildene til Hg- og Cd-forurensningene ligger utover diffus belastning fra f. eks. kloakk og industri.

Betraktes derimot forekomstene av Hg og Cd sammen med Cu, Zn (og til dels Pb) blir bildet noe klarere. Cu og Zn er metaller som ofte knyttes til ulike aktiviteter ved skipsverftene (sandblåsing, skipsmalning, offeranoder etc., jfr. SFT, 1993a). Sedimentene i følgende 8 havner; Trondheim*, Kristiansund*, Ålesund*, Florø*, Haugesund*, Stavanger*, Egersund* og Kragerø* viste reellt

forhøyede konsentrasjoner av disse metallene (> 150mgCu/kg og/eller >300 mgZn/kg og/eller >120 mgPb/kg tørrvekt). De fleste av prøvene i disse havnene (merket *) ble nettopp tatt i nærområdet av skipsverft og større båtbyggerier, for om mulig belyse potensielle tilførsler derfra. I tillegg ble Cu, Zn og/eller Pb funnet i tilsvarende konsentrasjoner i innløpet til Narvik (Cu), Risør* (Pb), Arendal* (Cu og Pb) og Sandnessjøen ved skipshuggeriet Høvding as.(Cu, Zn og Pb).

Konklusjonen (1) fra disse resultatene er derfor at metallforurensningene lokalt i Trondheim, Kristiansund, Ålesund, Florø, Haugesund Stavanger, Egersund, og Kragerø hovedsakelig tilskrives de lokale skipsverftene. I Mandal, Arendal, og Risør indikerer metalldataene en mer perifer, men fortsatt tilknytning til skipsindustrien og mulig mer relatert stor skipstrafikk. I Sandnessjøen er sannsynligvis strandkantdeponier for skrap knyttet til skipshuggeriet Høvding a.s årsaken til forhøyede tungmetallkonsentrasjoner i sedimentene. I tillegg kommer naturlig nok lokale belastninger i form av f. eks. utslipp fra metallindustri, avrenning fra metallforurenset grunn og kommunale utslipp. Resterende havner har, basert på den orienterende undersøkelsen, ingen nevneverdig tungmetallforurensning.

5.2. TBT

Forekomstene av TBT i sedimentene, et stoff som har vært benyttet i skipsmaling (jfr. SFT 1993b), understøtter i vesentlig grad konklusjonen 1. Følgende havner (i stigende rekkefølge) hadde markert til meget kraftig TBT-forurensning i sedimentene (> 30 µg/kg tørrvekt eller > 10 ganger antatt bakgrunnsnivå); Sandnessjøen, Haugesund, Kragerø, Mandal, Stavanger, Kristiansund, Trondheim og Egersund. Det bemerkes at det ikke ble målt TBT i Ålesund og Risør. Av de resterende havner som er nevnt i konklusjon 1, ble det målt lave, men fortsatt forhøyede TBT-konsentrasjoner i Florø og Arendal.

Konklusjon (2) blir derfor at de forhøyede TBT-forekomstene i sedimenter i Haugesund, Kragerø, Mandal, Stavanger, Kristiansund, Trondheim og Egersund skyldes tilførsler fra skipsverft. I Sandnessjøen tilsvarende fra båtbyggerier og til dels skipsopphugging og alle forekomstene er korrelerbare med tungmetallforekomstene. I de 8 nevnte havnene, samt i Florø, Sandnes, Grimstad og Arendal kommer i tillegg mer diffuse tilførsler, som følge av lekkasjer fra båter og skip, spesielt ved stor trafikk. Resterende havner har ingen nevneverdig TBT-forurensning dersom den orienterende undersøkelsen legges til grunn. Unntatt fra dette er Ålesund og Risør som nevnt ikke ble analysert for TBT.

Det bemerkes at nivåene av TBT i blåskjell (foreløpige resultater J. Knutzen pers. med.) fra Ålesund, Florø, Haugesund og Stavanger, overskrider grensen for fysiologiske effekter på > 2 mgTBT/kg tørrvekt for denne arten (Page og Widdows 1991). Det poengteres at andre arter (vesentlig muslinger og snegl) har en langt lavere toleransegrense for skadelige effekter (se bl. a. Gibbs et al. 1987, Harding et al. 1992, Stroben et al. 1992). Det er derfor noe betenkelig at det lokalt i enkelte havner og marine områder langs kysten er funnet TBT i konsentrasjoner på opptil 35000 ganger et antatt normalnivå (Konieczny 1994b, 1994c). Dog er ikke sammenhengen mellom nivåene i sedimenter som sekundær kilde og innholdet i organismer klarlagt.

5.3. PAH

PAH-forekomstene i de fleste havnene var tydelig av et forbrenningsavledet opphav dog med noe variasjon. Som et generelt mønster (for ca. 80% av prøvene) var PAH-innholdet karakterisert ved $42 \pm 8\%$ KPAH, $8 \pm 2\%$ B(a)P og $5 \pm 3\%$ di-/heterosykliske forbindelser.

Variasjonen ligger trolig i hva slags utgangsmateriale som er forbrent og hvilke av forbrenningsrestene som havner i de marine sedimentene. I de fleste tilfeller vil det være en blanding av restene fra ulike kildematerialer som registreres i et område (kull, koks, ved, olje, bensin etc.) i form av sot, eksos, støv osv. I tillegg påvirkes sedimentene også direkte av delvis og uforbrente PAH-holdige materialer som kull, koks, olje, men også f. eks. asfaltstøv, tjære, kreosot. I enkelte områder vil også mer industrirelaterte PAH-forurensninger være aktuelt som f.eks. avfall fra katodeproduksjon, aluminiums- og smelteverk, asfaltproduksjon osv. Dette kompliserer det totale bilde og gjør det vanskelig å spore forekomster tilbake til opphavet.

Det må også bemerkes at PAH normalt vil bli utsatt for nedbrytning og omdanning over tid slik at opprinnelige lavaromatiske og lett vannløslige forbindelser ikke finnes igjen i sedimentene. Men som en teori antas det at dersom slike forbindelser utgjør en vesentlig del av den opprinnelige sammensetningen av PAH-forekomsten, vil man ved å betrakte "gjenværende" profil fortsatt finne spor av disse.

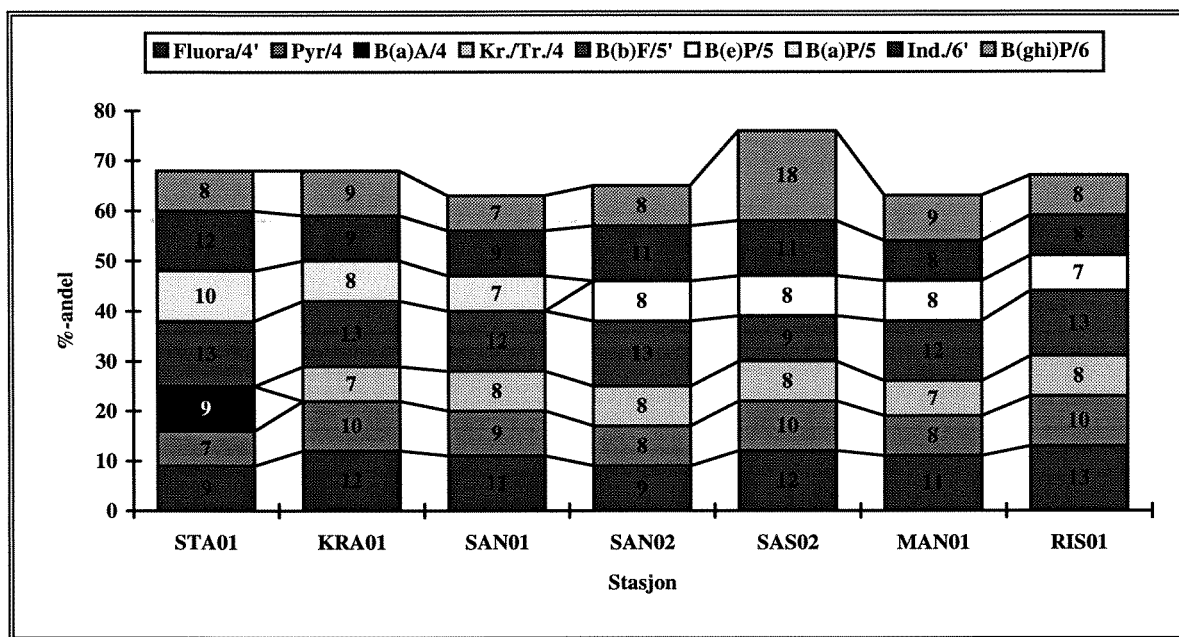
I det følgende er det derfor gjort forsøk på å systematisere forekomster og type PAH i det undersøkte materialet og relatere dette til mulige hovedkilder. Dette er gjort ut fra prøvenes sammensetning av dominerende enkeltforbindelser og deres egenskaper (molekylvekt og antallet ringer). Ut fra ringenes antall og type kan det lages en "ringformel" hvor forbindelsens antall ekte benzen-ringer (6 C-atomer) oppgis og deres alicykliske (5 C-atomer) oppgis merket. Samme antall ringer behandles som her likeverdige forbindelser selv om de reelle kjemiske egenskaper kan være forskjellige.

Av figurene 53-58 kan den nevnte overvekt av forbrenningsrelaterte tilknytningen ses. Totalt inneholdt 23 av 43 prøver kun 4-6 ringers forbindelser og er klart forbrenningsrelatert (merket * i tabell 31), mens 14 av prøvene i tillegg inneholdt fenantren (3-ringsforbindelse). De 6 resterende prøver, som også var svært atypiske, inneholdt 3 av disse fenantren. Av de 17 prøver som inneholdt fenantren hadde 13 samtidig også benzo(a)anthracen og en prøve anthracen i tillegg. Videre inneholdt 14 av prøvene kun benzo(a)anthracen, 4 kun fenantren og 13 ingen av forbindelsene (jfr. tabell 32).

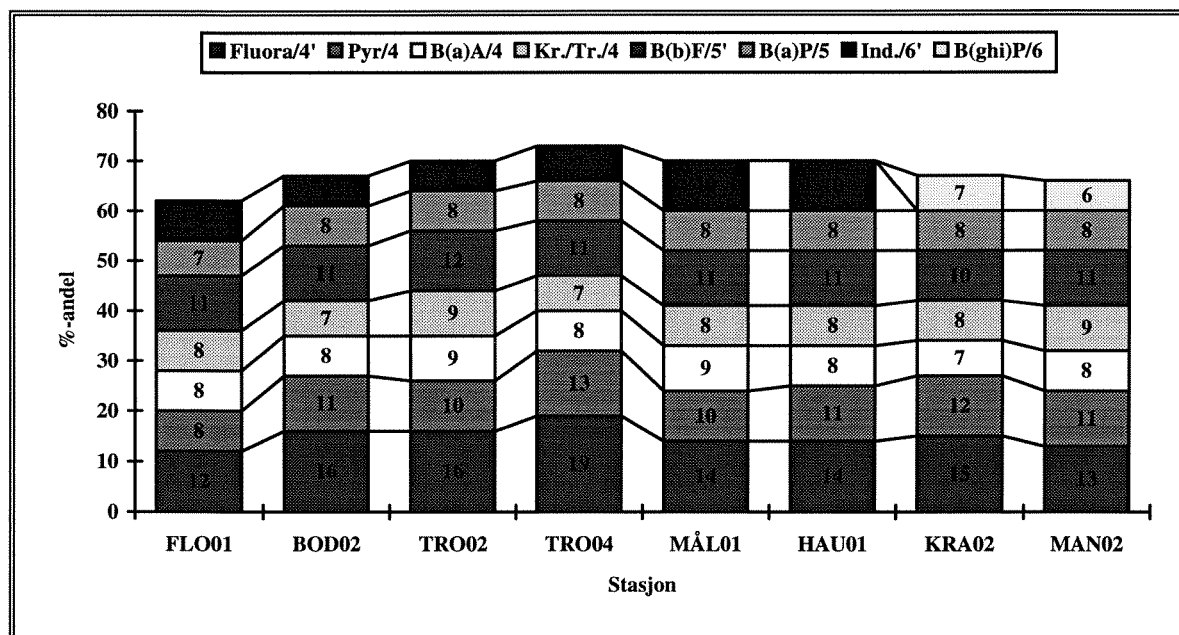
Tabell 32. Sedimentprøvenes innhold av forbindelsene fenantren og benzo(a)anthracen iht. type opphav.

	Mangler både Fen. og B(a)A	kun Fen.	kun B(a)A	Inneh. både Fen. og B(a)P	SUM
Forbrenningsavledet PAH	9*	3	14*	11	37
PAH med annet opphav	3	1	-	2	6
Sum	12	4	14	13	43

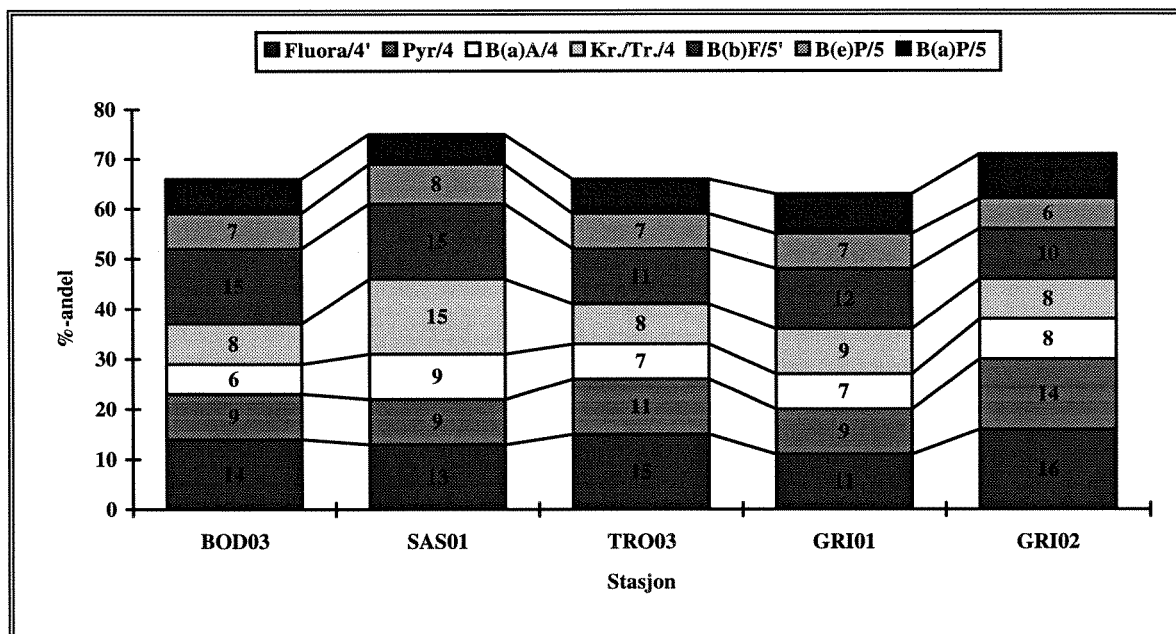
Det er videre tatt utgangspunkt i at fenantren, anthracen og benzo(a)anthracen er noen av nøkkelforbindelser i de registrerte PAH-forekomstene. Dette ut fra følgende fakta, antagelser og observasjoner. Steinkulltjæren var tidligere et biprodukt ved gassverkene som følge av at lysgassen ble drevet av fra steinkull/anthracenkull (Bernier 1961). Anthracenkull inneholder naturlig nok anthracen og benzo(a)anthracen og spor av disse vil sannsynligvis kunne finnes der hvor kull har vært lagret og/eller utnyttet, selv om kull ikke er eneste kilde (se f. eks. Gelboin og Ts'o 1978).



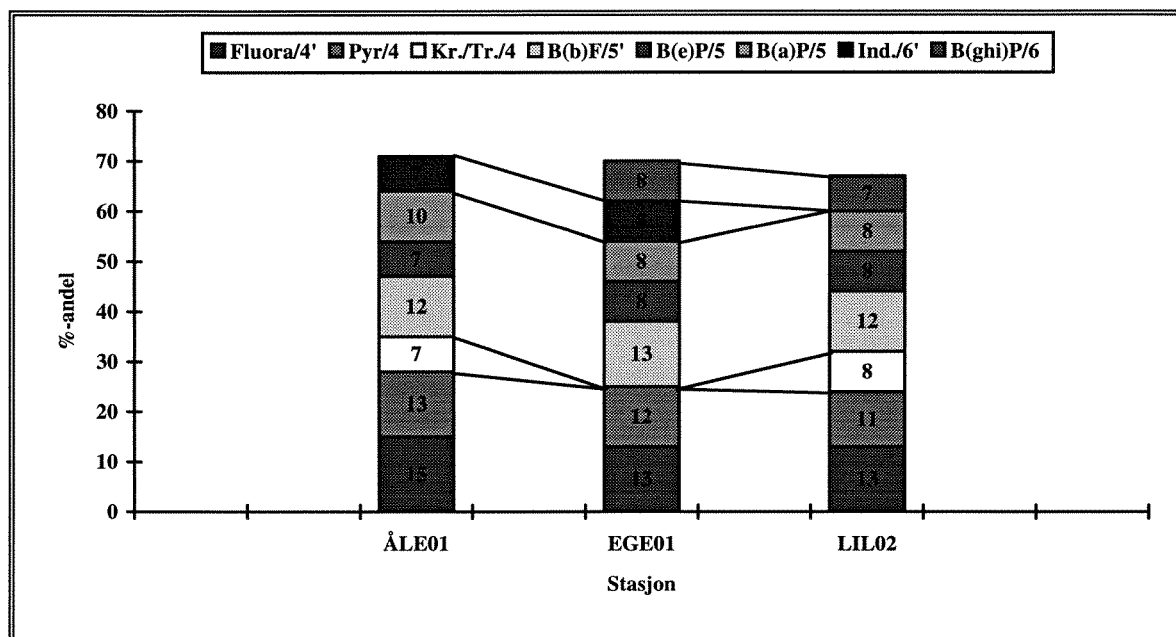
Figur 53. Ringformel 4'-4-4-5'-5-6'-6. Prøver med forbrenningsrelatert PAH-sammensetning og dominerende innhold av fluoranten, pyren, enten krys/trifenylen (prøvene t.h.) eller benzo(a)anthracen (prøven t.v.), benzo(b)fluoranten, enten benzo(a)pyren (prøvene t.v.) eller benzo(e)pyren (prøvene t.h.), indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene



Figur 54. Ringformel 4'-4-4-4-5'-5-6' eller 4'-4-4-4-5'-5-6. Prøver med forbrenningsrelatert PAH-sammensetning og dominerende innhold av fluoranten, pyren, krys/trifenylen, benzo(a)anthracen, benzo(b)fluoranten, benzo(a)pyren, samt indeno(1,2,3-cd)pyren (prøvene t.v.) eller benzo(ghi)perylene (prøvene t.h.).



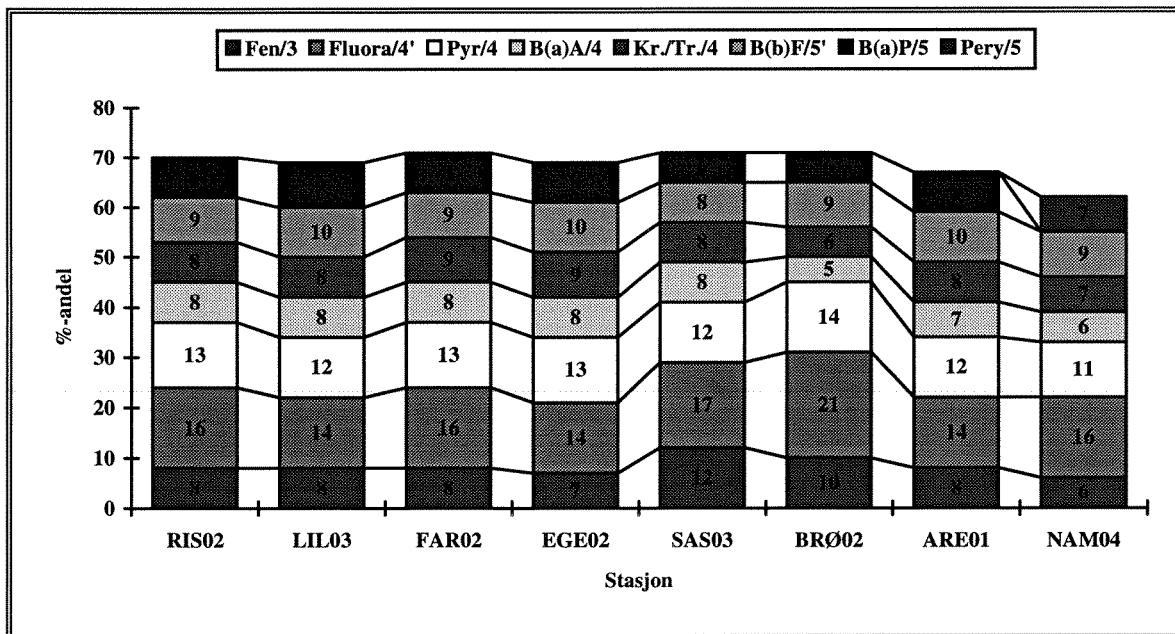
Figur 55. Ringformel 4'-4-4-4-5'-5-5. Prøver med forbrenningsrelatert PAH-sammensetning og dominerende innhold av fluoranten, pyren, krysen/trifenylen, benzo(a)anthracen, benzo(b)fluoranten, benzo(e)pyren og benzo(a)pyren.



Figur 56. Ringformel 4'-4-4-5'-5-5-6' eller 4'-4-5'-5-5-6'-6 eller 4'-4-4-5'-5-5-6. Prøver med forbrenningsrelatert PAH-sammensetning og dominerende innhold av fluoranten, pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(e)pyren og benzo(a)pyren, samt to av forbindelsene krysen/trifenylen, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylen.

Også der hvor det har forekommet destillasjonsrester av steinkull (tjære, kreosot, bek osv.) vil dette muligens også kunne gjenfinnes. Anthracenolje inneholder normalt 20-30% av forbindelsen anthracen (Berner 1961).

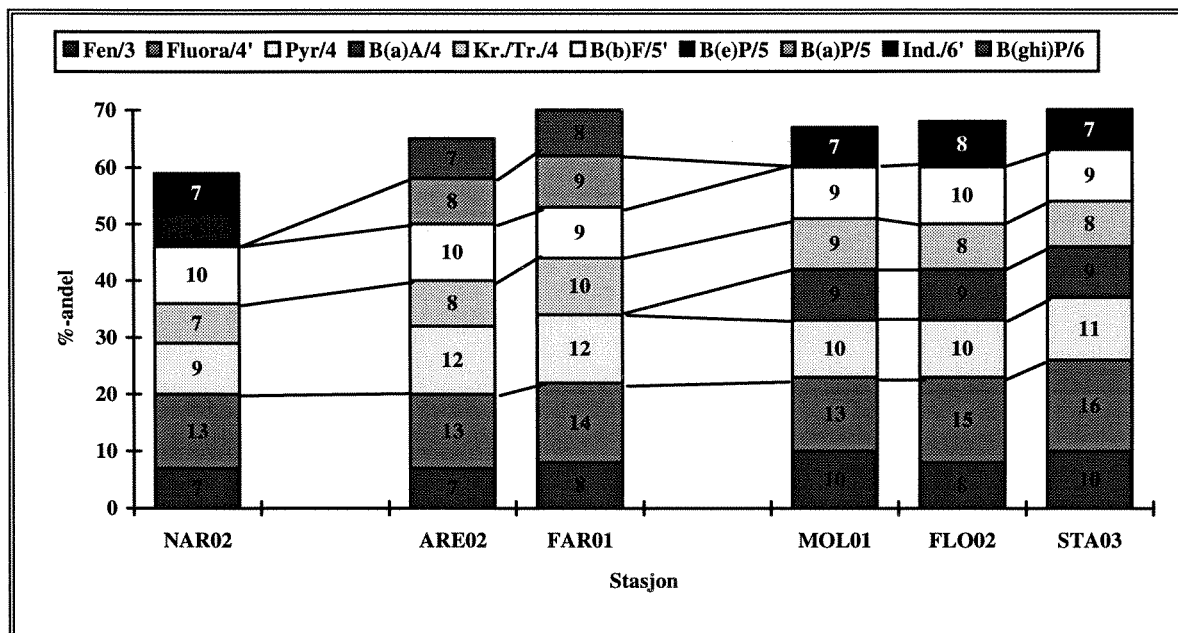
Ved sammenlikning mellom den noe særegne PAH-sammensetningen i sedimentprøven fra Kristiansund havn hvor det ble funnet fenantren, anthracen og benzo(a)anthracen og enkelte kildeprøver (jfr. figur 59 og 60) kan det antydes at PAH-forurensningen i Kristiansund trolig stammer fra kreosot og/eller anthracenolje (de to tyngste fraksjonen ved destillasjon av steinkulltjære). Forskjellene mellom sedimentprøven og f. eks. kildeprøvene fra Arendal og Trondheim er at sedimentet i hovedsak kun mangler de alkylerte vannløslige fenantrenforbindelsene som finnes i det raffinerte olje-/tjære-produktet før det havner i sjøen.



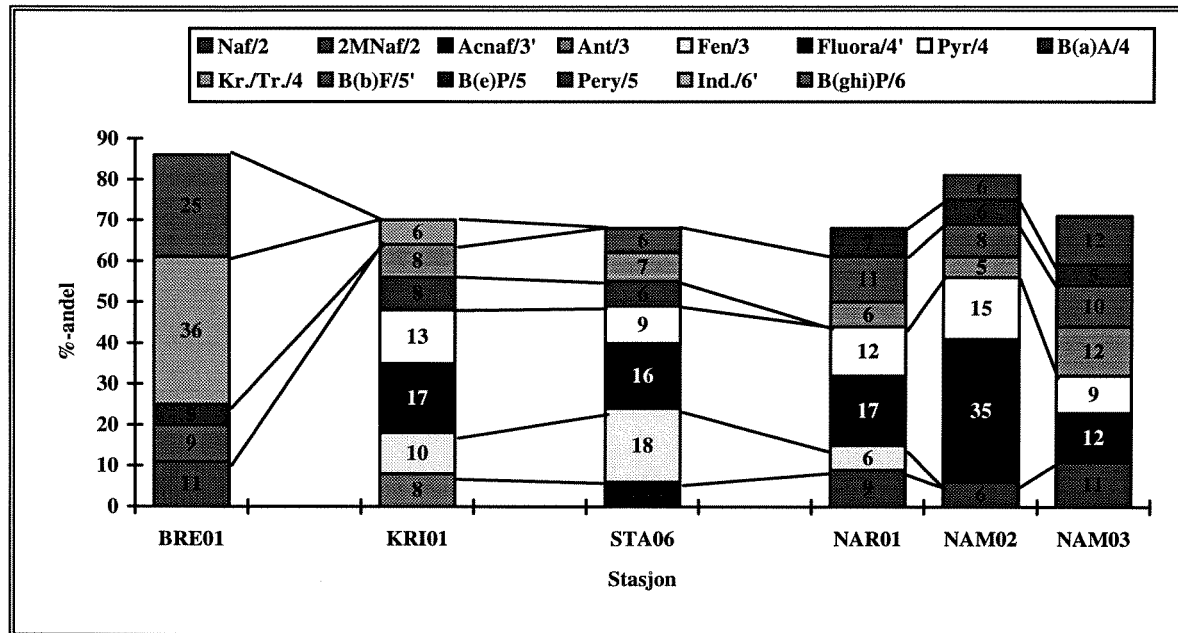
Figur 57. Ringformel 3-4'-4-4-5'-5. Prøver med forbrenningsrelatert PAH-sammensetning og dominerende innhold av fenantren, fluoranten, pyren, krysen/trifenylen, benzo(a)anthracen og benzo(b)fluoranten, samt enten benzo(a)pyren (prøvene t.v.) eller perylen (prøven t.h.)

Det antas derfor at det i havner hvor fenantren og/eller benzo(a)anthracen forekommer og sammensetningen hovedsakelig er forbrenningsavledet, at kilden fortrinnsvis kan ha sitt opphav forbundet til kull. Dette utelukker selvfølgelig ikke andre diffuse tilførsler. Der hvor de nevnte forbindelsene mangler, og sammensetningen fortsatt er forbrenningsrelatert, er opphavet foreløpig ukjent (jfr. eksempler i figur 53 og 56). Unntatt fra dette er den særegne forekomsten i Bremanger-området som tilskrives langtransporterte tilførsler fra Nordgulen i forbindelse med aluminiumsindustrien der (figur 59).

Antagelsen vedrørende fenantren og B(a)A styrkes ved at PAH-forekomstene i disse tilfeller samtidig har moderat KPAH-innhold og forholdsvis høy andel di-/heterosykliske forbindelser. Dette er bl. a. tilfelle i Narvik og Brønnøysund og kan f. eks. bety høyt innhold av kullstøv (figur 57-59). Tilsvarende lave andeler og sammenfallende innslag av flere lavaromatiske forbindelser som i sedimentene fra Namsos, Kristiansund og lokalt i Stavanger havn (Dusavika) tilskrives med andre ord tjærelignende produkter som kreosot, bitumen, bek e.l. (figur 59-60).

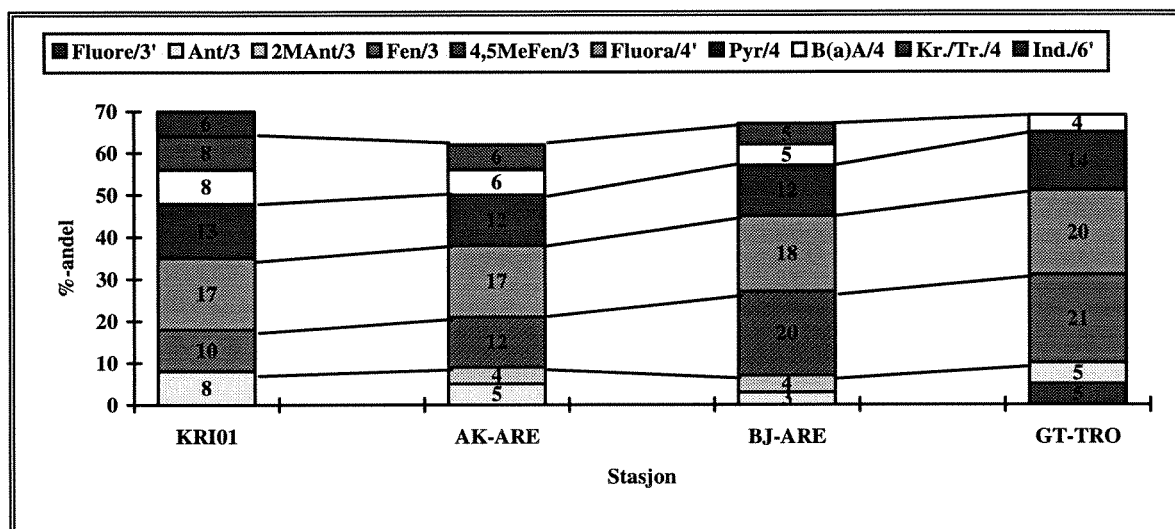


Figur 58. Ringformel 3-4'-4-4-4-5'-6' eller 3-4'-4-4-5'-5-6 eller 3-4'-4-4-5'-5-6'. Prøver med dominerende innhold av fenantren, fluoranten, pyren, krysen/trifenylen og benzo(b)fluoranten, samt enten benzo(e)pyren og indeno(1,2,3-cd)pyren (prøven t.v.), benzo(a)pyren og benzo(ghi)perylen (prøvene i midten) eller benzo(a)anthracen og indeno(1,2,3-cd)pyren (prøvene t.h.).

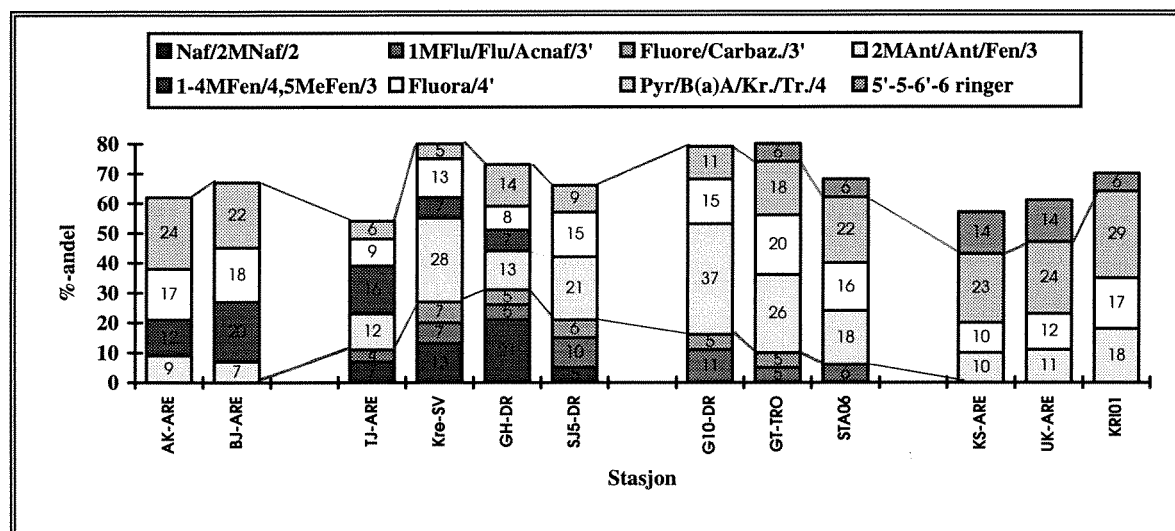


Figur 59. Ringformel 0-2-5'-5-6'-6 eller 2-3-4'-4-4-5'-5 eller 2-4'-4-4-5'-5-5 eller 3'-3-4'-4-4-4-5' eller 3-3-4'-4-4-4-6'. Prøvene inneholder to lavaromatiske forbindelser og er ikke typisk forbrenningsrelatert. Unntaket er prøven fra Bremanger (t.v.) som knyttes til utslipp fra Nordgulen.

Forurensninger av tjærelignende produkter er svært aktuelt mange steder langs kysten selv om dette ikke var den dominerende varianten i denne undersøkelsen. Det er derfor inkludert en rekke profilsammensetninger for antatte kildeprøver fra noen sentrale lokaliteter og litteraturen. Disse er kort beskrevet nedenfor og utvalgte profiler er illustrert i figur 60-61.



Figur 60. Sedimentprøve fra Kristiansund havn (ringformel 3-3-4'-4-4-4-6') sammenliknet med kildeprøver i form av tjæreholdige jordprøver fra Gassverktomt på Lade i Trondheim (GT med ringformel 3'-3-3-4'-4-4-5') og Nitriden/Arendal-området (AK og BJ med ringformel 3-3-3-4'-4-4-4).



Figur 61. Sammenstilling av modifiserte profiler av PAH-kildeprøver og utvalgte sedimentprøver. 5 tjære-/jord-/sedimentprøver fra Arendal-området (-ARE), jordprøve fra Gassverktomt i Trondheim, en kreosotprøve fra Sverige (KreSV), 3 tjære-/jordprøver fra Drammensregionen (-DRA), samt sedimentprøver fra Kristiansund og Stavanger havn. Supplerende data fra Larsson 1986, Fremstad 1987, Konieczny 1993b, Noteby 1993c, Jordforsk 1994.

Ut over de likhetstrekk som allerede er nevnt kan det også ses fra de modifiserte profilene at prøver tatt i sjø generelt skiller seg fra jordprøver og rene kildeprøver ved manglende lette aromaterne og relativ oppkonsentrering av de tyngste. Prøvene fra sedimenter er like innbyrdes (jfr. t.h. i figur 61; STA06, KRI01 og to prøver tatt utenfor kaia til Nitriden) og inneholder hovedbestanddelene som gjenfinnes i tjære og kreosotprøvene (t.v. i figur 61).

5.4. PCB

Den totalt sett mest alvorlige forurensningen i havnesedimentene langs kysten var innholdet av persistente klororganiske forbindelser, med dominerende forekomst av PCB. Fra de beregnede total PCB-konsentrasjonene indikerte sedimentene i Stavanger, Ålesund og Kragerø forurensningsgrad 5, dvs. meget sterk forurensning eller mer enn 300 µg/kg tørrvekt. I følgende havner ble det registrert forurensningsgrad 4; Sandnessjøen, Trondheim, Kristiansund, Haugesund, Farsund og Arendal. Resterende havner kunne klassifiseres til forurensningsgrad 1-3, hvorav 4 havnene hadde ubetydelig PCB-forurensning. I Namsos og Bremanger ble det ikke funnet PCB.

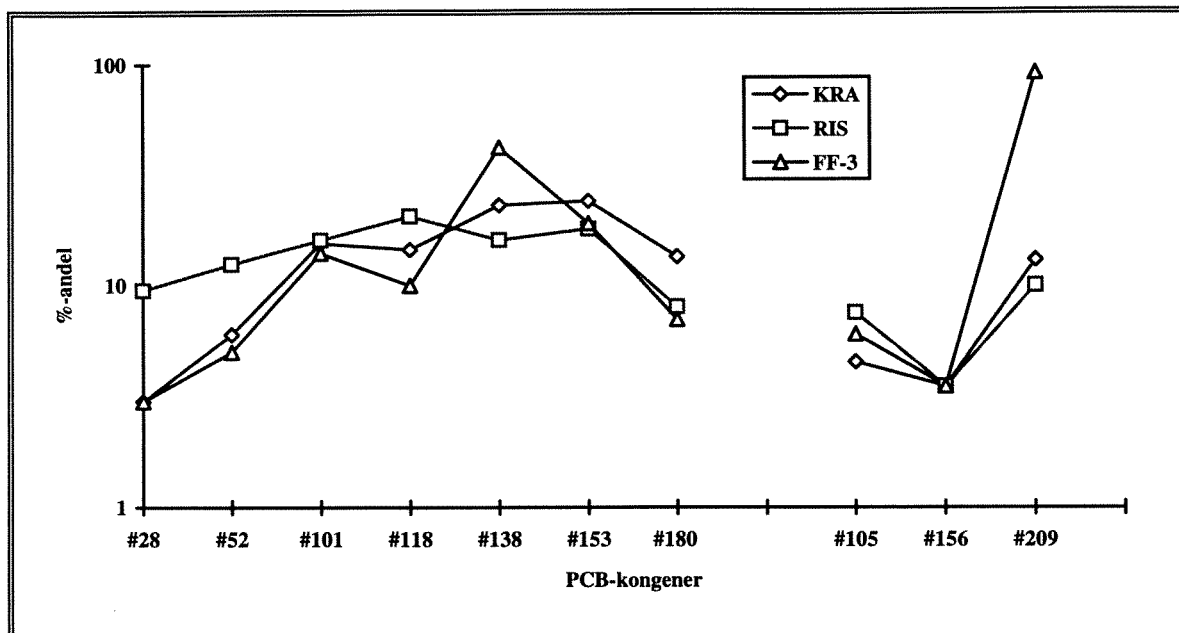
Ut fra profilene tyder kongener-sammensetningen i PCB-forekomsten på at det er kommersielle PCB-blandinger tilsvarende typen Aroclor 1260 som har vært mest brukt. Innslag av denne høyklorerte varianten forekom i 18 av de 23 havnene (tabell 33). I halvparten av disse opptrådte Aroclor 1260 alene trolig fra en kilde, men utelukker ikke automatisk flere tilførselskilder. I andre tilfeller var det samtidig også innslag av den noe lavere klorerte typen Aroclor 1254. Dette forhold kan derimot heller skyldes flere kilder, selv om ofte begge blandingene forekommer sammen i ulike produkter.

Lavklorerte varianter som tilsvarende Aroclor 1242 og 1248 ble observert i Sandnessjøen, Farsund, Mandal, Lillesand og Grimstad havn, og i tilfelle Brønnøysund, en svært høyklorert type Aroclor 1262 eller 1268.

Tabell 33. Sedimentprøvenes profilsammensetning mht. PCB knyttet til kloreringsgrad i kommersielle Aroclor-blandinger.

Aroclor	1242	1248	1254	1260	1262 1268
NAR, BOD, TRO, KRI, MÅL, FLO, HAU, SAN, EGE,				X	
MOL, RIS			X		
ÅLE, STA, ARE, KRA			X	X	
SAS, FAR		X	X	X	
LIL, GRI	X		X	X	
MAN	X			X	
BRØ					X
NAM, BRE					
Sum	3	2	10	18	1

Det er foreløpig vanskelig å knytte forekomstene til distinkte opphav, da et produkt i mange tilfeller kan inneholde, en eller kombinasjonen av flere av de kommersielle variantene. En enkelt potensiell forurensner kan også over tid ha anvendt ulike merker av samme produkt eller skiftet PCB-holdig produkt.



Figur 62. Gjennomsnittlige PCB-profiler fra Risør og Kragerø havn, sammenstilt med en profil (FF-3) fra Frierfjorden (Berge og Knutzen 1991). Merk! Log-skala og illustrative verdier for #105 og #156 fra Frierfjorden pga. manglende data.

Typisk anvendelse av PCB er i elektriske transformatorer, kondensatorer, hydrauliske væsker, skjæreoljer, smøreoljer, vakuumpumper, varmevekslere, flammeretardenter, mykgjørere for resiner, plast, gummi, tilsetningsstoffer i maling, voks, fugemasse, betong mm. Det antas derfor at PCB-forekomstene i de fleste havnene hovedsakelig representerer summen av flere typer tilførsler, men at det i enkelte tilfeller likevel skyldes en kilde.

Det er likevel en spesiell kildetilknypning nevnt i teksten som må diskuteres nærmere og det er forekomsten av den oktaklorerte kongeneren #209. Denne kongeneren forekommer normalt som en liten andel i PCB-blandinger tilsvarende Aroclor 1260. Dette forhold bekreftes i de havner som vesentlig var dominert av høyklorert PCB sammenfallende med høye konsentrasjoner av total PCB. I de tilfeller utgjorde #209 kun en liten prosent av totalen. Derimot utgjør samme kongener mellom 5-17% i en tilnærmet avtagende trend fra Kragerø havn, via Risør, Arendal og Grimstad til Lillesand havn. Det er gitt et illustrerende eksempel i figur 62 med data fra Risør og Kragerø. Dette indikerer at en vesentlig del av de lokale forekomstene av PCB i disse havnene, stammer fra utslipp i Frierfjord-området og spredning nedover Skagerrak-kysten.

5.5. DDT og andre klororganiske forbindelser

Det ble funnet spor av DDT i tilnærmet alle havner fra Trondheim og sydover. Høyeste enkelt konsentrasjon ble observert i Ålesund havn med omkring 24 µg/kg tørrvekt. Det var ellers små variasjoner i konsentrasjonene og det beregnede gjennomsnitt var på ca. 4 µg/kg tørrvekt. Ut fra dette og forekomstene i enkelte ellers forholdsvis uforurensede områder i undersøkelsen, er det grunnlag for å revurdere det foreslåtte normalnivået for DDT i sedimenter på 0.5µg/kg tørrvekt som ble brukt i undersøkelsen. Det synes som om forekomstene utelukkende er knyttet til Sør-Norge dvs. sør for Nord-Trøndelag og at ca. 2.5±0.5 µgDDT/kg tørrvekt foreløpig er et riktigere

bakgrunnsnivå. Antagelsen understøttes av senere års observasjoner i flere andre marine områder langs kysten (jfr. Konieczny 1994a, 1994b, Konieczny og Juliussen 1994, Konieczny et al. 1993, JMP 1994/95 upubliserte data). Dog forekommer det enkeltobservasjoner for DDT i nordområdene, noe som f. eks. kan tilskrives langtransporterte forurensninger.

Av andre klororganiske forbindelser var det ingen særlig fremtredende forekomster og konsentrasjonene representerte omkring 1-6 ganger overkonsentrasjoner i forhold til bakgrunnsnivåer for marine sedimenter. Ut over dette påpekes en spesiell observasjon knyttet til forekomsten av 5CB, HCB og OCS. I to tilfeller, nemlig i Risør og Kragerø havn opptrer alle tre samtidig i en prøve og forekomstene er sammenfallende med uvanlig høye verdier av 10CB (PCB #209). Slike observasjoner er til nå ikke gjort utenfor Grenlandsområdet.

5.6. THC

Forekomstene av oljehydrokarboner var forholdsvis moderat og sannsynligvis ikke noen steder unormalt for havnebassenger. Unntaksvis ble det målt omkring 1100-1200 mgTHC/kg tørrvekt lokalt i Trondheim og Kristiansund havn. Slike konsentrasjoner anses å overskride et akseptabelt nivå og toleransegrensen for enkelte f. eks. bunnlevende organismer.

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, København, 99s. ISBN 92-9120-075-1.
- Anon., 1982.** Manual and guides no. 11. The determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO. (*)
- 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.
- Berg, S. K., 1981.** Resipientundersøkelse i Karmsundet. Rogalandforskning rapport nr. T 9/81, 43s. ISBN 82-7220-054-6.
- Berge, J. A., 1988.** Undersøkelse av det marine miljøet utenfor søppelfyllplass i Dalabukta - Kristiansund N. NIVA-rapport nr. O-88037, l.nr. 2171, 27s. ISBN-82-577-1459-3.
- 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.
- Berge, J. A. og J. Knutzen, 1991.** Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3. Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgifter i bunndyr fra Frierfjorden og Brevikfjorden. NIVA-rapport, O-895904/E-90406, l.nr. 2573, 143s. ISBN 82-577-1897-1.
- Berner, E., 1961.** Lærebok i organisk kjemi. H. Aschehoug & Co. (W. Nygaard), 5. utg., Oslo, 1961, 420s.
- 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. (*)
- Bokn, T. og J. Skei, 1977.** Kjemisk/biologiske undersøkelser i fjordene omkring Stavangerhalvøya - September 1976 - Preliminær rapport. NIVA-rapport nr. O-82/76, 39s.
- Bokn, T., J. Molvær og B. Rygg, 1986.** Overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, Stavanger 1985. NIVA-rapport nr. O-84138, 61s. ISBN 82-577-1102-0.

- Bokn, T., N. Green, F. Kjellberg, K. Kvalvågned og J. Skei, 1979.** Resipientundersøkelse av Borgundfjorden ved Ålesund. NIVA-rapport nr. O-74088, l.nr. 1142, 207s. ISBN 82-577-0196-3.
- 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.
- Dahle, A. B., 1984.** Resipientundersøkelser i fjordområdene rundt Jæren 1982-1984. Rogalandsforskning rapport T 27/84, del I, 50s.
- 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. Poll. Bull, 26, 9, 487-494.
- Døhl, J. og T. Jørgensen, 1992.** Analyse av helseskadelige komponenter i bituminøse bindemidler II. Vegdirektoratet/Veglaboratorie rapport nr. 1523, 17s.
- 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.
- Faye, G., 1992.** Geokjemiske undersøkelser i Trondheimsfjorden. NGU-rapport nr. 92.211, prosjekt nr. 66.2301.15, 54s. ISSN 0800-3416.
- Fremstad, D., 1987.** Brev til Trondheim havnevesen angående analyser av slam fra området utenfor sementkaia. SINTEF avd. tekn. kjemi.
- Galboin, H. V. og P. O. P. Ts'o, 1978.** Polycyclic hydrocarbons and cancer. Vol. 1, Environment, chemistry, and metabolism. Academic Press Inc., New York, San Francisco, London, 408s. ISBN 0-12-279201-7.
- Golmen, L., I. N. Haugen, B. Rygg og J. Skei, 1988.** Indre Namsenfjorden, Nord-Trøndelag. Vurdering av vannkvalitet. NIVA-rapport nr. O-86118, l. nr. 2129, 44s.
- Green, N., 1988.** Felles europeisk overvåkingsprogram (JMP) i Norge. Overvåking av miljøgifter i sjøvannsmiljø. Oslofjord-området, Sjøfjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjord-området 1984-1985. NIVA-rapport nr. O-80106, l.nr. 2139, 76s. (*)
- Green, N. W., 1989.** Joint Monitoring Programme (JMP). National Comments to the Norwegian JMG-Data for 1987. NIVA-rapport nr. O-80106, 51s.

- Green, N. W., 1994.** "Joint Monitoring Group" (JMG). Joint Monitoring Programme in Norway. Oslofjord-area, Arendal, Lista, Sørfjorden, Hardangerfjorden, Bømlo-Sotra, Orkdalsfjorden, Ålesund-area, Froan-area, Helgeland-area and Lofoten-area. Programme proposal for 1993. NIVA-rapport O-80106, 22pp.
- 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. (*)
- Grønning, M., 1993.** Forurensningsstatus i havnebassenget i Trondheim. Rapport nr. TM 93/18, Trondheim kommune, miljøavd., 24s. ISBN 82-7727-012-7.
- Helland, A., 1993a.** Nitriden-industriområde i Arendal. Prosjektområde 6: Sedimenter i Tromøysund og Heggedalsbukta. NIVA-rapport nr. O-92219, l.nr. 2846, 73s. ISBN 82-577-2245-6.
- Helland, A., 1993b.** Sedimentanalyser fra Kristiansand havn 1993. Analyseresultater. NIVA-notat O-93219, 4s.
- Helland, A., 1993c.** Supplerende PAH-data fra sjøbunnen utenfor Nitriden. Note til Eydehavn Næringsutvikling, Arendal kommune, 2s.
- Helland, A., 1994a.** Supplerende kartlegging av kvikksølvforurensning i Aspevågen. NIVA-rapport nr. O-93149. Foreløpig notat, rapport under utarbeidelse.
- Helland, A., 1994b.** Utvidede undersøkelser av den marine resipient. Data fra tønneponiet i Tromøysund. Under utarbeidelse.
- Helland, A. og T. Bakke, 1993.** Kvikksølvforurensning i Aspevågen. Sedimentundersøkelser 1992. NIVA-rapport nr. O-92159, l.nr. 2845, 16s + vedlegg. ISBN 82-577-2244-8.
- Helland, A. og A. Fagerhaug, 1993.** Kvikksølv i sedimenter fra Skutevika 1993. Undersøkelser i forbindelse med havneutbyggingen. NIVA-rapport nr. O-93135, l.nr. 2955, 32s. ISBN 82-577-2380-0.
- Hutzinger, O., S. Safe og V. Zitko, 1974.** The chemistry of PCB's. CRC Press Inc. Cleveland, Ohio, 269pp. ISBN 0-87819-049-X.
- IARC, 1987.** IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon.
- Jones, K. C., 1988.** Determination of polychlorinated biphenyls in human foodstuffs and tissues: suggestions for a selective congener analytical approach. *Sci. Total Environ.*, 68, 141-159.
- Jordforsk 1995.** Kartlegging av grunnforurensning ved Nitriden, Eydehavn. Supplerende undersøkelser på land. Jordforsk rapp. nr. 10/95, 60s. ISBN 82-7467-150-3.

- Kaarstad, I. og T. Telfer, 1991.** 1990 environmental monitoring survey of the Gullfaks Field. IKU-rapport nr. 22.1968.00/01/90, 249s.
- Klovning, J.S.-G., 1993.** Analyse av PAH, PCB og tungmetaller i bunnsedimenter fra Sandnes gjestehavn. Rogalandsforskning rapport nr. RF-135/93, 9s. ISBN 82-7220-492-4.
- Knutzen, J., 1992.** Preliminary proposal for classification of marine environmental quality respecting micropollutants in water, sediments and selected organisms. NIVA-rapport nr. O-862602/O-89266, l.nr. 2738, 22s. ISBN 82-577-2108-5.
- 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. 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. (under utarbeidelse)
- Knutzen, J., K. Næs og B. Rygg, 1989.** Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet. Undersøkelse av sedimenter, bløtbunnsfauna og miljøgifter i organismer. SFT-overvåkingsrapport nr. 371/89, NIVA-rapport O-8000380, l. nr. 2284, 75s. ISBN 82-577-1585-9.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 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., 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., 1993a.** Analyser av slam fra Kaupanes, Eigersund Kommune. Data rapportert O-92020 til Eigersund Kommune, Teknisk Etat, 2s.
- Konieczny, R. M., 1993b.** Analyser av tjæreforekomst i Gilhusbukta, Drammensfjorden 1993. NIVA-notat, O-93004/O-93208, 14s.
- 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. 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., 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.
- Larsen, L.-H., T. Jacobsen og K. Næs, 1993.** Resipientundersøkelse i Narvik kommune 1992. Undersøkelse av forurensningssituasjonen i Herjangsfjorden ved Bjerkvik, Rombaken, Narvik havn og Beisfjorden samt ved Elvegård (Stongmo) i Skjomen. Akvaplan-niva-rapport nr. 318.01.01, 79s.
- Larsson, P.-E., 1986.** Kreosot i Otterbäcksviken. Biologisk inventering och kemisk karakterisering. IVL-rapport serie, publ. nr. B 841, 41s.
- 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.
- Miljøplan, 1986.** Undersøkelse av det marine miljø i Nordgulen 1984-1985. Undersøkelse i dypområdet mellom Rise-Langnes og Brynneset. Miljøplan-rapport JRH9/92-84, 151s+vedlegg.
- Miljøplan, 1988.** Undersøkelser av det marine miljø i Nordgulen 1987-1988. Miljøplan as. rapport nr. p 86-081.
- Molvær, J. og T. Bakke, 1991.** Undersøkelse av miljøforhold i Borgundfjorden, Ellingsøyfjorden og Eikenosvågen i 1990. NIVA-rapport nr. O-90004, l.nr. 2650, 147s. ISBN 82-577-1984-6.
- Myhrvold, A. og O.K. Andersen, 1993.** Resipientundersøkelse i Farsund, Vest Agder. Ref. undersøkelse før oppstart av Bredero Price Europipes virksomhet. Rogalandforskning rapport under utarbeidelse. Analyserapport O-93020-69 fra NIVA 25.03.1993, 2s.
- NGU, 1989a.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Telemark fylke. NGU Rapport nr. 90.147, 126s.
- NGU, 1989b.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Rogaland fylke. NGU Rapport nr. 90.148, 140s.
- NGU, 1990a.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Aust-Agder fylke. NGU Rapport nr. 90.123, 156s.
- NGU, 1990b.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Vest-Agder fylke. NGU Rapport nr. 90.124, 148s.
- NGU, 1990c.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Sogn og Fjordane fylke. NGU Rapport nr. 90.125, 180s.

- NGU, 1990d.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Møre og Romsdal fylke. NGU Rapport nr. 90.126, 228s. ISSN 0800-3416.
- NGU, 1990e.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Sør-Trøndelag fylke. NGU Rapport nr. 90.127, 192s. ISSN 0800-3416.
- NGU, 1990f.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Nord-Trøndelag fylke. NGU Rapport nr. 90.128, 194s. ISSN 0800-3416.
- NGU, 1990g.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Nordland fylke. NGURapport nr. 90.129, 262s. ISSN 0800-3416.
- Niemistö, L., 1974.** A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr., Helsinki, 238, 33-38.
- Nordås, 1991.** Tungmetaller i bunnsediment ved utløpet av Nidelva. Trondheim kommune, Næringsmiddelkontrollen rapport nr. 10/91.
- Norges sjøkartverk, 1986.** Den norske los. Farvannsbeskrivelser Rørvik-Lødingen og Andenes. Bind 5, 4. utg., Stavanger 1986, 320s. ISBN 82-90653-02-6.
- Norges sjøkartverk, 1990a.** Den norske los. Farvannsbeskrivelser Jærens rev - Bergen. Bind 3a, 1.utg., Stavanger 1990, 566s. ISBN 82-90653-07-7.
- Norges sjøkartverk, 1990b.** Den norske los. Farvannsbeskrivelser Bergen - Statt. Bind 3b, 1. utg. Stavanger 1990, 541s. ISBN 82-90653-08-5.
- Norges sjøkartverk, 1992.** Den norske los. Farvannsbeskrivelser Statt - Rørvik. Bind 4, 5. utg., Stavanger 1992, 366s. ISBN 82-90653-09-3.
- Norges sjøkartverk, 1993.** Den norske los. Farvannsbeskrivelser Langesund - Jærens rev.. Bind 2b, 2. utg., Stavanger 1993, 406s. ISBN 82-90653-04-2.
- Noteby, 1993a.** Mobil tankanlegg, Narvik. Miljøkartlegging ved tankanlegg - detaljundersøkelse av fyllingsområdet masse- og kostnadsberegninger av utskiftning. Noteby-rapport nr. 43334-2.
- Noteby, 1993b.** New office building, Banavigå site development. Preliminary investigation of contaminated sediments. Noteby-rapport nr. 35685-1, 14s + vedlegg.
- Noteby, 1993c.** Analyser av polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH, polyklorerte bifenyler, PCB, total hydrokarbon, THC og flyktige organiske forbindelser, VOC, i jordprøver fra ABB Energi AS i Drammen. Analyserapporter nr. 114401-645, 114401-686, 270170-33 fra SINTEF-SI.
- Næs, K., 1989.** Orienterende sedimentundersøkelse i Tromøysund. NIVA-notat nr. O-8921701, 8s.
- Næs, K., 1991.** Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport nr. O-894801, l. nr. 2667, 74s. ISBN 82-577-2021-6.

- 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.
- Page, O. S. og J. Widdows, 1991.** Temporal og spatial variation in levels of alkyltins in mussel tissues: A toxicological interpretation of field data. *Mar. Environ. Res.*, 32, 113-129.
- Rogalandsforskning, 1992.** Tungmetall analyser slamprøver desember 1992. Brev fra Veilaboratoriet, prosjekt 92288 R til Eigersund Kommune, Teknisk Etat, 1s.
- 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.
- Rygg, B., J. Knutzen, J. Skei, A. Heie, T. Ramdahl, A. Osvik og A. Melhuus, 1984.** Kreosotforurensning i Trøndelag. Miljøpåvirkninger i Hommelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostamarka. NIVA-rapport nr. O-83115, l.nr. 1641, 132s. ISBN 82-577-0807-0.
- 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., 1978.** Orienterende undersøkelser i Karmsundet. Hydrokjemiske, sedimentgeokjemiske og biologiske undersøkelser i juni 1977. NIVA-rapport nr. O-147/76, 58s.
- Skei, J., 1983.** Trondheimsfjorden 1981. Delrapport III. Sedimentundersøkelser. Overvåkingsrapport SFT nr. 102/83, NIVA-rapport nr. O-8000308, I, l.nr. 1540, 26s.
- 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.
- Sporstøl, S. og T. Jørgensen, 1988.** Analyse av helseskadelige komponenter i bituminøse bindemidler. Vegdirektoratet/Veglaboratorie rapport nr. 1379, 17s.
- Stokland, Ø., 1987.** Resipientundersøkelse for Trondheim. Delrapport nr. 2. Resultater fra analyse av sedimentene. Oceanor rapport nr. OCN-R-87036, 27s.
- Stokland, Ø., 1991.** Resipientundersøkelse for IISVikaområdet 1991. Oceanor rapport nr. OCN-R-91118, 35s.

- Tait, R.V., 1978.** Elements of marine ecology. An introductory course. 2nd edition, Butterworths, London, Boston, 314pp. ISBN 0-408-70304-0.
- Thendrup, A., Ø. Stokland og K. Tangen, 1988.** Resipientundersøkelse for Trondheim. Hovedrapport. Oceanor prosjekt nr. 036172, rapport OCN-R-88077, 178s. ISBN 82-7427-020-7.
- 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.
- Vea, J. og J. P. Aabel, 1992.** Resipientundersøkelse i Smedasundet, Rekavika og Gardsvika i 1991. Rogalandsforskning rapport nr. RF-137/92, 33s. ISBN 82-7220-409-6.
- WHO, 1993.** Polychlorinated biphenyls and terphenyls (2nd. edition). International Programme on Chemical Safety (IPCS), Environmental health criteria 140, Geneva, 682s. ISBN 92-4-157140-3.
- Aabel, J. P., 1987.** Resipientundersøkelse Karmøy 1986. Rogalandsforskning Rapp. nr. SAV 8/87.

VEDLEGGSTABELLER

Vedleggstabell 1. Stasjonsdata og posisjoner for Sonderende undersøkelser - Fase 1, 1993.

Kode	Prøve nr.	Lokalitet	Stasjons	GPS	GPS	Vanndyp	Kart
lokalitet			beskrivelse	Pos. N	Pos. E		referanse
NAR	01A	Narvik havn	NV innløp havn	68 25.655	17 22.693	29 m	HS461
NAR	01B	Narvik havn	NV innløp havn	68 25.655	17 22.693	29 m	HS461
NAR	02A	Narvik havn	LKAB kai	68 25.779	17 24.731	24 m	HS461
NAR	02B	Narvik havn	LKAB kai	68 25.705	17 24.844	24 m	HS461
NAR	03A	Narvik havn	SØ utløp havn	68 25.017	17 24.744	24 m	HS461
NAR	03B	Narvik havn	SØ utløp havn	68 25.017	17 24.744	24 m	HS461
BOD	01A	Bodø havn	Ytre havn	67 16.800	14 20.762	46 m	HS476
BOD	02A	Bodø havn	Midtre havn	67 17.126	14 22.299	25 m	HS476
BOD	02B	Bodø havn	Midtre havn	67 17.142	14 22.384	25 m	HS476
BOD	03A	Bodø havn	Indre havn	67 17.561	14 23.330	20 m	HS476
BOD	03B	Bodø havn	Indre havn	67 17.561	14 23.330	20 m	HS476
SAS	01A	Sandnessjøen havn	Høvding as.	66 01.250	12 38.700	30 m	SK57
SAS	01B	Sandnessjøen havn	Høvding as.	66 01.250	12 38.700	30 m	SK57
SAS	02A	Sandnessjøen havn	Ytre havn	66 01.461	12 38.243	18 m	SK57
SAS	02B	Sandnessjøen havn	Ytre havn	66 01.461	12 38.243	18 m	SK57
SAS	03A	Sandnessjøen havn	Indre havn	66 01.365	12 37.554	10 m	SK57
SAS	03B	Sandnessjøen havn	Indre havn	66 01.365	12 37.554	10 m	SK57
BRØ	01A	Brønnøysund havn	Ytre havn	65 28.881	12 11.880	123 m	HS488
BRØ	01B	Brønnøysund havn	Ytre havn	65 28.881	12 11.880	123 m	HS488
BRØ	02A	Brønnøysund havn	Indre havn	65 28.469	12 12.428	35 m	HS488
BRØ	02B	Brønnøysund havn	Indre havn	65 28.469	12 12.428	35 m	HS488
NAM	01A	Namsos havn	Namsfjorden	64 27.146	11 28.848	150 m	SK47
NAM	01B	Namsos havn	Namsfjorden	64 27.146	11 28.848	150 m	SK47
NAM	02A	Namsos havn	Ytre havn	64 27.475	11 29.021	75 m	SK47
NAM	02B	Namsos havn	Ytre havn	64 27.475	11 29.021	75 m	SK47
NAM	03A	Namsos havn	Midtre havn	64 27.729	11 29.198	55 m	SK47
NAM	03B	Namsos havn	Midtre havn	64 27.729	11 29.198	55 m	SK47
NAM	04A	Namsos havn	Indre havn	64 27.944	11 29.234	23 m	SK47
NAM	04B	Namsos havn	Indre havn	64 27.944	11 29.234	23 m	SK47
TRO	01A	Trondheim havn	Ilsvika	63 26.183	10 21.650	47 m	HS458
TRO	01B	Trondheim havn	Ilsvika	63 26.183	10 21.650	47 m	HS458
TRO	02A	Trondheim havn	Ila bassenget	63 25.957	10 22.590	10 m	HS458
TRO	02B	Trondheim havn	Ila bassenget	63 25.957	10 22.590	10 m	HS458
TRO	03A	Trondheim havn	Brattøra	63 26.450	10 24.000	6 m	HS458
TRO	03B	Trondheim havn	Brattøra	63 26.450	10 24.000	6 m	HS458
TRO	04A	Trondheim havn	Nyhavna Dora	63 26.477	10 25.740	8 m	HS458
TRO	04B	Trondheim havn	Nyhavna Dora	63 26.477	10 25.740	8 m	HS458
KRI	01A	Kristiansund havn	Vågen	63 07.068	07 44.180	27 m	HS454
KRI	01B	Kristiansund havn	Vågen	63 07.068	07 44.180	27 m	HS454
KRI	02A	Kristiansund havn	Hamna	63 07.740	07 44.610	44 m	HS454
KRI	02B	Kristiansund havn	Hamna	63 07.740	07 44.610	44 m	HS454
KRI	03A	Kristiansund havn	Dalasiunnet	63 07.280	07 46.200	53 m	HS454
KRI	03B	Kristiansund havn	Dalasiunnet	63 07.280	07 46.200	53 m	HS454
MOL	01A	Molde havn	Indre havn	62 44.051	07 10.100	33 m	SK33
MOL	01B	Molde havn	Indre havn	62 44.051	07 10.100	33 m	SK33
MOL	02A	Molde havn	Ytre havn	62 43.868	07 12.829	55 m	SK33
MOL	02B	Molde havn	Ytre havn	62 43.868	07 12.829	55 m	SK33

Vedleggstabell 1. Fortsetter.

Kode lokalitet	Prøve nr.	Lokalitet	Stasjons beskrivelse	GPS Pos. N	GPS Pos. E	Vann­dyp	Kart referanse
ÅLE	02A	Ålesund havn	Liaaen as.	62 28.120	06 07.950	13 m	HS456
MÅL	01A	Måløy havn	Ulvesund N	61 58.189	05 08.867	46 m	HS490
MÅL	01B	Måløy havn	Ulvesund N	61 58.189	05 08.867	46 m	HS490
MÅL	02A	Måløy havn	Ulvesund S	61 56.170	05 07.490	44 m	HS490
MÅL	02B	Måløy havn	Ulvesund S	61 56.170	05 07.490	44 m	HS490
MÅL	03A	Måløy havn	Deknepollen	61 55.964	05 08.100	21 m	HS490
MÅL	03B	Måløy havn	Deknepollen	61 55.964	05 08.100	21 m	HS490
BRE	01A	Bremanger området	Oldersundet	61 46.100	04 55.498	45 m	SK28
BRE	01B	Bremanger området	Oldersundet	61 46.100	04 55.498	45 m	SK28
FLO	01A	Florø havn	Illekastet	61 35.045	05 00.329	34 m	HS479
FLO	01B	Florø havn	Illekastet	61 35.045	05 00.329	34 m	HS479
FLO	02A	Florø havn	Ytre havn N	61 36.220	05 01.406	65 m	HS479
FLO	02B	Florø havn	Ytre havn N	61 36.220	05 01.406	65 m	HS479
FLO	03A	Florø havn	Indre havn N	61 36.320	05 03.390	52 m	HS479
FLO	03B	Florø havn	Indre havn N	61 36.320	05 03.390	52 m	HS479
HAU	01A	Haugesund havn	Krossen	59 24.789	05 15.487	10 m	HS469
HAU	01B	Haugesund havn	Krossen	59 24.789	05 15.487	10 m	HS469
HAU	02A	Haugesund havn	HMV	59 24.350	05 16.150	30 m	HS469
SAN	01A	Sandnes havn	Indre havn	58 51.660	05 45.203	26 m	HS485
SAN	01B	Sandnes havn	Indre havn	58 51.660	05 45.203	26 m	HS485
SAN	02A	Sandnes havn	Ytre havn	58 52.453	05 45.223	52 m	HS485
SAN	02B	Sandnes havn	Ytre havn	58 52.453	05 45.223	52 m	HS485
STA	01A	Stavanger havn	Gassverk	58 58.591	05 43.670	55 m	HS455
STA	01B	Stavanger havn	Gassverk	58 58.591	05 43.670	55 m	HS455
STA	02A	Stavanger havn	Ulnesgr. SV	58 59.069	05 42.777	57 m	HS455
STA	02B	Stavanger havn	Ulnesgr. SV	58 59.069	05 42.777	57 m	HS455
STA	03A	Stavanger havn	Bangarvågen	58 59.584	05 43.383	12 m	HS455
STA	03B	Stavanger havn	Bangarvågen	58 59.584	05 43.383	12 m	HS455
STA	04A	Stavanger havn	Møksterkaia	58 59.595	05 41.974	52 m	HS455
STA	04B	Stavanger havn	Møksterkaia	58 59.595	05 41.974	52 m	HS455
STA	05A	Stavanger havn	Dusavika ytre	59 00.306	05 40.550	100 m	HS455
STA	06A	Stavanger havn	Dusavika indre	58 59.922	05 40.436	14 m	HS455
STA	06B	Stavanger havn	Dusavika indre	58 59.922	05 40.436	14 m	HS455
EGE	01A	Egersund havn	Ytre havn	58 26.743	05 59.229	13 m	HS467
EGE	01B	Egersund havn	Ytre havn	58 26.743	05 59.229	13 m	HS467
EGE	02A	Egersund havn	Nordre havn	58 27.275	05 59.035	11 m	HS467
EGE	02B	Egersund havn	Nordre havn	58 27.275	05 59.035	11 m	HS467
EGE	03A	Egersund havn	Indre havn	58 27.125	05 59.900	6 m	HS467
EGE	03B	Egersund havn	Indre havn	58 27.125	05 59.900	6 m	HS467
FAR	01A	Farsund havn	Lundevågen	58 05.110	06 48.390	38 m	HS477
FAR	01B	Farsund havn	Lundevågen	58 05.110	06 48.390	38 m	HS477
FAR	02A	Farsund havn	Ytre havn	58 05.480	06 48.530	16 m	HS477
FAR	02B	Farsund havn	Ytre havn	58 05.480	06 48.530	16 m	HS477
FAR	03A	Farsund havn	Indre havn	58 05.675	06 48.550	11 m	HS477
FAR	03B	Farsund havn	Indre havn	58 05.675	06 48.550	11 m	HS477

Vedleggstabell 1. Fortsetter.

Kode lokalitet	Prøve nr.	Lokalitet	Stasjons beskrivelse	GPS Pos. N	GPS Pos. E	Vanndyp	Kart referanse
MAN	01A	Mandal havn	Indre havn	58 00.841	07 25.589	12 m	HS457
MAN	01B	Mandal havn	Indre havn	58 00.841	07 25.589	12 m	HS457
MAN	02A	Mandal havn	Midtre havn	58 00.590	07 26.365	18 m	HS457
MAN	02B	Mandal havn	Midtre havn	58 00.590	07 26.365	18 m	HS457
MAN	03A	Mandal havn	Ytre havn	58 00.475	07 27.601	48 m	HS457
MAN	03B	Mandal havn	Ytre havn	58 00.475	07 27.601	48 m	HS457
LIL	01A	Lillesand havn	Ytre havn	58 14.378	08 22.800	12 m	SK8
LIL	01B	Lillesand havn	Ytre havn	58 14.378	08 22.800	12 m	SK8
LIL	02A	Lillesand havn	Midtre havn	58 14.559	08 23.017	40 m	SK8
LIL	02B	Lillesand havn	Midtre havn	58 14.559	08 23.017	40 m	SK8
LIL	03A	Lillesand havn	Indre havn	58 14.800	08 22.809	19 m	SK8
LIL	03B	Lillesand havn	Indre havn	58 14.800	08 22.809	19 m	SK8
GRI	01A	Grimstad havn	Vigkilen indre	58 21.210	08 37.100	21 m	SK8
GRI	01B	Grimstad havn	Vigkilen indre	58 21.210	08 37.100	21 m	SK8
GRI	02A	Grimstad havn	Vigkilen ytre	58 20.425	08 36.700	40 m	SK8
GRI	02B	Grimstad havn	Vigkilen ytre	58 20.425	08 36.700	40 m	SK8
GRI	03A	Grimstad havn	Ytre havn	58 20.161	08 36.450	40 m	SK8
GRI	03B	Grimstad havn	Ytre havn	58 20.161	08 36.450	40 m	SK8
ARE	01A	Arendal havn	Innløp havn S	58 27.150	08 46.840	56 m	HS453
ARE	01B	Arendal havn	Innløp havn S	58 27.150	08 46.840	56 m	HS453
ARE	02A	Arendal havn	Vestre havn	58 27.235	08 45.890	21 m	HS453
ARE	02B	Arendal havn	Vestre havn	58 27.235	08 45.890	21 m	HS453
ARE	03A	Arendal havn	Østre havn	58 27.596	08 46.825	32 m	HS453
ARE	03B	Arendal havn	Østre havn	58 27.596	08 46.825	32 m	HS453
RIS	01A	Risør havn	Kranfjorden	58 43.600	09 13.700	29 m	SK6
RIS	01B	Risør havn	Kranfjorden	58 43.600	09 13.700	29 m	SK6
RIS	02A	Risør havn	Indre havn	58 43.125	09 15.100	33 m	SK6
RIS	02B	Risør havn	Indre havn	58 43.125	09 15.100	33 m	SK6
KRA	01A	Kragerø havn	Havna	58 51.683	09 25.500	29 m	SK6
KRA	01B	Kragerø havn	Havna	58 51.683	09 25.500	29 m	SK6
KRA	02A	Kragerø havn	Tangen verft	58 52.105	09 26.000	62 m	SK6
KRA	02B	Kragerø havn	Tangen verft	58 52.105	09 26.000	62 m	SK6
KRA	03A	Kragerø havn	Havnefjorden	58 52.388	09 24.500	30 m	SK6
KRA	03B	Kragerø havn	Havnefjorden	58 52.388	09 24.500	30 m	SK6

Vedleggstabell 2. Bakgrunnsdata for sedimentmaterialet fra Sonderende undersøkelse - Fase 1, 1993. A-prøven består av blandprøve fra 3 kjerner og gjennomsnittlig kjernelengde er angitt. Kun første A-kjerne er beskrevet. Prøver tatt fra grabb merket *

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
NAR 01 A	0-2 cm	12 cm	Topp 1 cm lys gråbrunt bløtt siltig slam med faecal pellets, svakt bioturb., over i grå siltig leire. Noe skjellsand nedover. Ingen lukt.
NAR 01 B	0-2 cm	22 cm	Topp 1 cm lys gråbrunt bløtt siltig slam med faecal pellets, svakt bioturb. m/slangestjerne, over i grå siltig leire, mørkere fra 15 cm. Noe skjellsand nedover. Ingen lukt.
NAR 02 A	0-2 cm	12 cm	Topp 2 cm lys gråbrunt bløtt siltig slam med faecal pellets, bioturb., over i grå siltig leire. Noe skjellsand og grus nedover, slagg i bunnen. Ingen lukt.
NAR 02 B	0-2 cm	7 cm	Topp 2 cm lys gråbrunt bløtt siltig slam med faecal pellets, bioturb. m/polychaet, over i grå siltig leire, mørkere grå til sort fra 5 cm. Noe skjellsand og grus nedover. Ingen lukt.
NAR 03 A	0-2 cm	16 cm	Topp 3 cm lys gråbrunt bløtt siltig slam med faecal pellets, svakt bioturb., med rød Fe-utfelling på 2 cm over i mørk grå siltig leire. Noe skjellsand og grus nedover, slagg i bunnen. Ingen lukt.
NAR 03 B	0-2 cm	13 cm	Topp 3 cm lys gråbrunt bløtt siltig slam med faecal pellets, svakt bioturb. polychaetrør, over i mørk grå siltig leire. Noe skjellsand og grus nedover, slagg i bunnen. Ingen lukt.
BOD 01 A	0-2 cm	9 cm	Topp 1 cm sandig gråbrunt slam med noe polychaetrør (liten flyndre juv.) over i 2 cm mørk grå til nesten sort sandig/siltig leire. Bioturb?, hard mot bunnen. Ingen lukt.
BOD 02 A	0-2 cm	33 cm	Topp 2 cm gråbrunt siltig slam med faecal pellets og lange polychaetrør, bioturb. ned til 5cm, over i mørk grå siltig leire ned til 10 cm. Derfra lysere grå siltig leire ned til 25 cm, mørkere mot bunnen. Ingen lukt.
BOD 02 B	0-2 cm	35 cm	Topp 2 cm gråbrunt siltig slam med faecal pellets og lange polychaetrør, bioturb. ned til 5cm, over i mørk grå siltig leire ned til 12 cm. Derfra lysere grå siltig leire ned til 25 cm, mørkere mot bunnen. Ingen lukt.
BOD 03 A	0-2 cm 2-5 cm	65 cm	Topp 2 cm gråbrunt siltig bløtt slam med faecal pellets, lange polychaetrør og noe skallgrus over 1 cm sort slam. Bioturb. ned til 5cm. Derfra over i lys grå til grå homogen myk leire ned til bunnen. Ingen lukt.
BOD 03 B	0-2 cm	70 cm	Topp 2 cm gråbrunt siltig bløtt slam med faecal pellets, lange polychaetrør og noe skallgrus over 1 cm sort slam. Bioturb. ned til 5cm. Derfra over i lys grå til grå homogen myk leire ned til bunnen. Ingen lukt.
SAS 01 A	0-2 cm* 2-5 cm*	20 cm	Topp 2 cm brunlig sandig med over sort organisk rik (planterester) sandig/siltig sediment. Noe faecal pellets. Svak H ₂ S-lukt fra 5cm. Noe mer leire i bunnen over stein.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
SAS 01 B	0-2 cm*	20 cm	Topp 2 cm brunlig sandig med over sort organisk rik (planterester) sandig/siltig sediment. Noe faecal pellets + liten svømmekrabbe. Svak H ₂ S-lukt fra 5cm. Noe mer leire i bunnen over stein.
SAS 02 A	0-2 cm 2-5 cm	9 cm	Topp 0.5 cm brunlig fin sand med noe slam og faecal pellets, over i gråsort sandig/siltig leire med noe skallgrus, oljeskimmer og lukt, grå fra 6 cm og ned.
SAS 02 B	0-2 cm	9 cm	Topp 1 cm brunlig fin sand med noe slam og faecal pellets, over i gråsort sandig/siltig leire med noe skallgrus, rød utfelling (på 2 cm), oljeskimmer og lukt, mørk grå fra 6 cm og ned.
SAS 03 A	0-2 cm 2-5 cm	20 cm	Topp 2 cm brunlig sandig med noe slam, over gråsort sandig/siltig leire med oljeskimmer og lukt og svak H ₂ S-lukt.
SAS 03 B	0-2 cm	20 cm	Topp 2 cm brunlig sandig med noe slam, over gråsort sandig/siltig leire med oljeskimmer og lukt og svak H ₂ S-lukt.
BRØ 01 A	0-2 cm	46 cm	Topp 3 cm grågrønn bløtt slam med mye faecal pellets og biotub. ned til 10 cm over i mørk grå til brunlig sandig leire med noe skjellsand. Noe faster og grå mot bunnen. Ingen lukt.
BRØ 01 B	0-2 cm	46 cm	Topp 3 cm grågrønn bløtt slam med mye faecal pellets og biotub. ned til 10 cm over i mørk grå til brunlig sandig leire med noe skjellsand. Noe faster og grå mot bunnen. Ingen lukt.
BRØ 02 A	0-2 cm*	12 cm	Topp 0.5 cm lys gulbrun skjellsand med noe slam og faecal pellets over mørk grå sandig leire iblandet skjellsand og noe koks/slagg. Ingen lukt.
BRØ 02 B	0-2 cm*	12 cm	Topp 0.5 cm lys gulbrun skjellsand med noe slam og faecal pellets over mørk grå sandig leire iblandet skjellsand og noe koks/slagg. Ingen lukt.
NAM 01 A	0-2 cm	22 cm	Topp 0.5 cm brun sandig slam med faecal pellets, polychatrør, organisk rikt? og med rødorange utfelling på 2 cm, over grå noe brunlig ned til 8 cm. Mørkere grå fastere sandig ned til 20 cm. Videre gråsort og fastere ned til bunnen.
NAM 01 B	0-2 cm	22 cm	Topp 0.5 cm brun sandig slam med faecal pellets, polychatrør, organisk rikt? og med rødorange utfelling på 2 cm, over grå noe brunlig ned til 11 cm. Mørkere grå fastere sandig ned til 20 cm. Videre gråsort og fastere ned til bunnen.
NAM 02 A	0-2 cm	22 cm	Topp 0.5 cm brun bløt sandig slam med faecal pellets, polychatrør, bioturbert ned til 7 cm, over i mørk grå fastere sandig/siltig leire ned til bunnen
NAM 02 B	0-2 cm	20 cm	Topp 0.5 cm brunlig bløt sandig/siltig slam med faecal pellets, polychatrør, bioturbert ned til 5 cm, over i mørk grå fastere sandig/siltig leire ned til bunnen
NAM 03 A	0-2 cm	38 cm	Topp 0.5 cm grå bløt sandig slam med faecal pellets, polychatrør, bioturbert ned til 5 cm, over i grå fastere siltig leire. Fastere ned til bunnen. H ₂ S-lukt fra 35 cm og ned.
NAM 03 B	0-2 cm	20 cm	Topp 0.5 cm grå bløt sandig slam med faecal pellets, polychatrør, bioturbert ned til 3 cm, over i grå fastere siltig leire. Fastere ned til bunnen. Ingen H ₂ S-lukt.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
NAM 04 A	0-2 cm	26 cm	Topp 1 cm grå veldig bløt slam med mye faecal pellets, polychatrør, bioturbert, over i brunlig fra 1 cm med orange utfelling. Grå ned til 10 cm noe fastere og mørkere siltig leire. Ingen lukt.
NAM 04 B	0-2 cm	33 cm	Topp 1 cm grå veldig bløt slam med mye faecal pellets, polychatrør, bioturbert, over i brunlig fra 5 cm og videre noe fastere og mørkere siltig leire. Ingen lukt.
TRO 01 A	0-2 cm	9 cm	Topp 2 cm grønnbrun sandig slam med noe faecal pellets over fastere gråsort godt sortert (glimmerrik?) sand. Utfelling rødorange på 2 cm. Ingen lukt.
TRO 01 B	0-2 cm	36 cm	Topp 2 cm grønnbrun sandig slam med noe faecal pellets over bløt gråsort godt sortert (glimmerrik?) leirholdig sand ned til 10 cm. Fastere mørk grå homogen sand ned til 22 cm ennå fastere derfra og ned. Ingen lukt.
TRO 02 A	0-2 cm	17 cm	Topp 1 cm lys brun med islett av sort organisk over i sort bløt leire ned til 7 cm. Fastere derfra mot bunnen. H ₂ S i hele kjernen.
TRO 02 B	0-2 cm	17 cm	Topp 1 cm lys brun med islett av sort organisk og med noe faecal pellets (+ <i>Asterias</i> juv.), over i sort bløt leire ned til 7 cm. Fastere gråsort siltig leire under. Lys grå siltig leire i bunnen. Ingen lukt.
TRO 03 A	0-2 cm 10-12 cm	12 cm	Topp 2 cm brungrønn sandig slam med grus over fast gråsort sandig leire. Grus i bunnen med oljeskimmer og lukt.
TRO 03 B	0-2 cm	13 cm	Topp 2 cm brungrønn sandig slam med grus, med polychaet på 2 cm, bioturb., over i 8 cm fast gråsort sandig/siltig leire. Gråsort leire i bunnen med oljeskimmer?
TRO 04 A	0-2 cm 2-5 cm 5-10 cm 10-15 cm 15-20 cm 20-25 cm 25-30 cm	68 cm	Topp 3 cm sort organisk rikt vannholdig flytennde slam over i sort meget bløt siltig leire ned til 15-20 cm. Gradvis faster sort leire derfra og ned til bunnen. Hele kjernen hadde oljeskimmer og lukt, samt økende H ₂ S-lukt ned mot bunnen. Metan-gass.
TRO 04 B	0-2 cm	53 cm	Topp 2-3 cm sort organisk rikt vannholdig flytende slam over i sort meget bløt siltig leire ned til 15-20 cm. Gradvis faster sort leire derfra og ned til bunnen. Hele kjernen hadde oljeskimmer og lukt, samt økende H ₂ S-lukt ned. Metan-gass.
KRI 01 A	0-2 cm	15 cm	Topp 2 cm brunlig slam med sort org. rikt + skallfrag over i 3 cm sort svært bløt siltig leire med oljeskimmer og videre 3 cm noe fastere siltig leire. Gradvis faster sort bløt leire derfra med noe grovt sandig. Svak H ₂ S-lukt, kreosot.
KRI 01 B	0-2 cm	13 cm	Topp 2 cm brunlig slam med sort org. rikt + skallfrag over i 3 cm sort svært bløt siltig leire med oljeskimmer og videre 3 cm noe fastere siltig leire. Gradvis faster sort bløt leire derfra med noe grovt sandig. Svak H ₂ S-lukt

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
KRI 02 A	0-2 cm	35 cm	Topp 1 cm brunlig/sort slam, faecal pellets, polych.rør, organisk ?, bioturb. til 5 cm, over i gråsort bløt siltig leire, fastere siltig ned til 27 cm. Derfra brun sandig/siltig (glimmer) leire. Gradvis faster mot bunnen med skallfrag. og polych.rør. Svak H ₂ S-lukt
KRI 02 B	0-2 cm	30 cm	Topp 1 cm brunlig/sort slam, faecal pellets, polych.rør, organisk ?, bioturbert til 5 cm over i gråsort bløt siltig leire, fastere siltig ned til brun sandig/siltig (glimmer) leire. Gradvis faster mot bunnen med skallfrag. og polych.rør. Svak H ₂ S-lukt.
KRI 03 A	0-2 cm	24 cm	Topp 2 cm brungrønt slam med polych.rør, over i gråsort bløt siltig leire, fastere siltig ned til 20 cm. Derfra brun sandig (glimmer) leire mot bunnen . Ingen lukt.
KRI 03 B	0-2 cm	21 cm	Topp 2 cm brungrønt slam med polych.rør, over i gråsort bløt siltig leire, fastere siltig ned til 18 cm. Derfra brun sandig (glimmer) leire mot bunnen . Ingen lukt.
MOL 01 A	0-2 cm	11 cm	Topp 2 cm brungrønt sandig slam, over i sandig mørk grå leire ned til bunnen Noe grus, kull-frag., skall nederst. Ingen lukt.
MOL 01 B	0-2 cm	7 cm	Topp 2 cm brungrønt sandig slam, over i sandig mørk grå leire ned til bunnen Noe grus, kull-frag., skall nederst. Ingen lukt.
MOL 02 A	0-2 cm	24 cm	Topp 2 cm brungrønt slam med polych.rør, over i 3 cm brunlig bløt dumpemasse/bioturb.? sandig/siltig leire. Videre 5 cm myk brunlig sandig leire, fastere mot bunnen . Ingen lukt.
MOL 02 B	0-2 cm	23 cm	Topp 2 cm brungrønt slam med polych.rør, over i 3 cm brunlig bløt dumpemasse/bioturb.? sandig/siltig leire. Videre 5 cm myk brunlig sandig leire, fastere mot bunnen . Ingen lukt.
ÅLE 01 A	0-2 cm	18 cm	Topp 2 cm brungrønt slam med brunlig fragm. og org. materiale. over i grå sort sandig leire og grå sandig leire fra 15 cm og fastere mot bunnen . Ingen lukt.
MÅL 01 A	0-2 cm	19 cm	Topp 2 cm brungrønt slam med faecal pellets, polych.rør, over i mørk grågrønn bløt sandig leire, bioturb. Fastere brunliggrå sandig leire fra 11 cm mot bunnen med grus nederst. Ingen lukt.
MÅL 01 B	0-2 cm	21 cm	Topp 2 cm brungrønt slam med faecal pellets, polych.rør, over i mørk grågrønn bløt sandig leire, bioturb. Fastere brunliggrå sandig leire fra 11 cm mot bunnen med grus nederst. Ingen lukt.
MÅL 02 A	0-2 cm	34 cm	Topp 3 cm brungrønt slam med faecal pellets, polych.rør, noe skallgrus, bioturb. ned til 5 cm. Over i fastere grågrønn sandig leiremed mye skallfragm. og grus. Mot bunnen fastere mørk gråsandig leire, lysere nederst. Ingen lukt.
MÅL 02 B	0-2 cm	26 cm	Topp 3 cm brungrønt slam med faecal pellets, polych.rør, noe skallgrus, bioturb. ned til 5 cm. Over i fastere grågrønn sandig leiremed mye skallfragm. og grus mot bunnen. Ingen lukt.
MÅL 03 A	0-2 cm	11 cm	Topp 2 cm mørk grågrønt slam med faecal pellets, bioturb.? ned til 5, over i fastere gråsort sandig leire. Derfra mot bunnen mørk grønnbrun sand med mye skallfragm. H ₂ S-lukt hele kjernen.
MÅL 03 B	0-2 cm	8 cm	Topp 2 cm mørk grågrønt slam med faecal pellets, polych.rør, bioturb.? ned til 5, over i fastere gråsort sandig leire med mørk grønnbrun sand med skallfragm. i bunnen. H ₂ S-lukt fra topp.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
BRE 01 A	0-2 cm	15 cm	Topp 0.5 cm lys grågul sandig/skallgrus med slam og faecal pellets. Polych.rør og kraftig bioturb.? ned til 5, og derfra over i grågul sand til grus til bunnen. Ingen lukt.
BRE 01 B	0-2 cm	18 cm	Topp 0.5 cm lys grågul sandig/skallgrus med slam og faecal pellets. Polych.rør og kraftig bioturb.? ned til 5, og derfra over i grågul sand til grus til bunnen. Ingen lukt.
FLO 01 A	0-2 cm 2-7 cm	46 cm	Topp sort vandig slam med nematoder svakt bioturb. over i sort svært bløt siltig leire gradvis fastere ned. Fra 35 cm over i brulig grønn med noe grå skall-sand. H ₂ S-lukt fra topp.
FLO 01 B	0-2 cm 2-7 cm	38 cm	Topp sort vandig slam med nematoder svakt bioturb. over i sort svært bløt siltig leire gradvis fastere ned. Fra 30 cm over i brulig grønn med noe grå skall-sand. H ₂ S-lukt fra topp.
FLO 02 A	0-2 cm	28 cm	Topp 2 cm grønlige bløtt slam med noe faecal pellets, over i gradvis fastere brungrønn med noe sort sandig leire med skallfragm. Lys grå leire i bunnen. Ingen lukt.
FLO 02 B	0-2 cm	25 cm	Topp 2 cm grønlige bløtt slam med noe faecal pellets, over i gradvis fastere brungrønn med noe sort sandig leire med skallfragm. Lys grå leire i bunnen. Ingen lukt.
FLO 03 A	0-2 cm	35 cm	Topp 2 cm grønlige brun bløtt slam med faecal pellets, over i gradvis fastere mørk brungrønn sandig leire med skallfragm. Noe brunere nedover til 25 cm. Grå i bunnen. Ingen lukt.
FLO 03 B	0-2 cm	25 cm	Topp 2 cm grønlige brun bløtt slam med faecal pellets, over i gradvis fastere mørk brungrønn sandig leire med skallfragm. Noe brunere nedover til 25 cm. Ingen lukt.
HAU 01 A	0-2 cm	15 cm	Topp 1 cm gråsort slam med faecal pellets og iblandet skallgrus til 3 cm, over i sort bløtt slam til 10 cm, derfra fastere gråsort siltig leire. Svak H ₂ S-lukt/olje?
HAU 01 B	0-2 cm	16 cm	Topp 1 cm gråsort slam med faecal pellets, polychaet, skallgrus, Laminaria og stein til 3 cm, over i sort bløtt slam til 10 cm, derfra fastere gråsort siltig leire. Svak H ₂ S-lukt/olje?
HAU 02 A	0-2 cm	30 cm	Topp 1 cm brunlig slam med polychaet og faecal pellets over i gråsort leire til 9 cm, derfra fastere gråsort sandig leire. Noe grus/skallgrus nedover. Ingen lukt.
SAN 01 A	0-2 cm	29 cm	Topp 2 cm mørk grågrønn slam med faecal pellets over i myk gråsort leire, bløtere mellom 14-20 cm, derfra mørk grå siltig leire med noe skallfragm. Kraftig H ₂ S-lukt helt ned.
SAN 01 B	0-2 cm	36 cm	Topp 2 cm mørk grågrønn slam med faecal pellets over i myk gråsort leire, bløtere mellom 14-20 cm, derfra mørk grå siltig leire med skallfragm., lysere fra 35 cm. H ₂ S-lukt helt ned.
SAN 02 A	0-2 cm	15 cm	Topp 2 cm mørk brungrått bløtt slam med faecal pellets, skallfragm. over i mørk grå til sort leire Derfra mørk grå siltig leire med grå sand i bunnen. Ingen lukt.
SAN 02 B	0-2 cm	15 cm	Topp 2 cm mørk brungrått bløtt slam med faecal pellets, polychaet, skallfragm. bioturb. over i gråsort leire. med skallgrus og sand til bunnen. Ingen lukt.

Vedleggstabell 2. Fortsetter

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
STA 01 A	0-2 cm	22 cm	Topp 3 cm brunlig med gråsort med faecal pellets, over i sort til gråsort siltig bløt leire til 12 cm med polychaet i topp. Mørkere nedover med koks i bunnen, H ₂ S-lukt helt ned.
STA 01 B	0-2 cm 15-20 cm	23 cm	Topp 3 cm brunlig med gråsort med faecal pellets, over i sort til gråsort siltig bløt leire til 12 cm. Mørkere nedover, Nematoder på 15 cm med koks i bunnen, H ₂ S-lukt helt ned.
STA 02 A	0-2 cm	15 cm	Topp 2 cm brunlig med faecal pellets og noe sand, over i gråsort bløt leire. Videre mørkere og fastere gråsort nedover til sandig leire. Svak H ₂ S-lukt.
STA 02 B	0-2 cm	18 cm	Topp 2 cm brunlig med faecal pellets og noe sand, over i gråsort bløt leire til 10 cm med oljeskimmer. Videre mørk litt grønnlig og fastere til sandig leire med skallgrus. Svak H ₂ S-lukt.
STA 03 A	0-2 cm	28 cm	Topp 1 cm brungrønn, noe rødlig med faecal pellets, små skjell, over i mørk grå siltig leire til 20 cm. Videre lysere grå og fastere fin sand til bunnen. Svak H ₂ S-lukt.
STA 03 B	0-2 cm	30 cm	Topp 1 cm brungrønn, noe rødlig med faecal pellets, små skjell, over i mørk grå siltig leire til 20 cm. Videre lysere grå og fastere fin sand til bunnen. Svak H ₂ S-lukt.
STA 04 A	0-2 cm	11 cm	Topp 2 cm brungrønn sandig med polychaet, bioturb. til 5 cm over i sandig til bunnen. Ingen lukt.
STA 04 B	0-2 cm	10 cm	Topp 2 cm brungrønn sandig med grus og hele skjell, bioturb. til 5 cm over i sandig til bunnen. Ingen lukt.
STA 05 A	0-2 cm	11 cm	Topp med faecal pellets i lys brun sand til bunnen, fastere nedover. Ingen lukt.
STA 06 A	0-2 cm* 2-5 cm*	20 cm	Topp 1 cm brun sand over i mørk grå sand med polychaet på 5 cm noe fastere i bunnen. Ingen lukt.
STA 06 B	0-2 cm*	20 cm	Topp 1 cm brun sand over i mørk grå sand med polychaet på 5 cm noe fastere i bunnen. Ingen lukt.
EGE 01 A	0-2 cm	38 cm	Topp 1 cm mørk grå bløt med faecal pellets og polychaet, bioturbert til 5 cm, over i gråsort bløt siltig leire ned til 15 cm. Derfra mørk grå siltig leire noe skall ned til bunnen. H ₂ S-lukt.
EGE 01 B	0-2 cm	27 cm	Topp 1 cm mørk grå bløt med faecal pellets og polychaet, bioturbert til 5 cm, over i gråsort bløt siltig leire ned til 15 cm. Derfra mørk grå siltig leire noe skall ned til bunnen. H ₂ S-lukt.
EGE 02 A	0-2 cm	37 cm	Topp 1 cm brunlig til gråsort bløtt slam med faecal pellets og polychaet, bioturbert til 5 cm, over i gråsort bløt siltig leire, fastere nedover til 30 cm. Derfra mørk grå siltig ned til bunnen. H ₂ S-lukt ned.
EGE 02 B	0-2 cm	23 cm	Topp 1 cm rødligbrun med gråsort bløtt slam med faecal pellets og polychaet, bioturbert til 5 cm, over i gråsort bløt siltig leire, fastere nedover til bunnen. H ₂ S-lukt ned.
EGE 03 A	0-2 cm	23 cm	Topp 1 cm gråsort over i sort bløtt slam med H ₂ S-lukt over i fastere gråsort siltig leire i bunnen. Noe skallgrus nedover.
EGE 03 B	0-2 cm	38 cm	Topp 1 cm gråsort over i sort bløtt slam med H ₂ S-lukt over i fastere sort siltig leire til 24 cm. Derfra mørk grå til noe brunlig bløt i bunnen.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
FAR 01 A	0-2 cm	26 cm	Topp 2 cm grå bløtt slam med faecal pellets, polychaet, bioturb. over i siltig grå leire. Fastere med svak H ₂ S-lukt i bunnen.
FAR 01 B	0-2 cm	59 cm	Topp 2 cm grå bløtt slam med faecal pellets, polychaet, bioturb. over i siltig grå leire. Fastere nedover og overgang til lysere grå på 35 cm. Svak H ₂ S-lukt i bunnen.
FAR 02 A	0-2 cm	12 cm	Topp 2 cm gråsort sandig slam med faecal pellets, skallfragm., bioturb. over i skallgrusholdig mørk grå sand til gråsort ned. Ingen lukt i bunnen.
FAR 02 B	0-2 cm	12 cm	Topp 2 cm gråsort sandig slam med faecal pellets, skallfragm., bioturb. over i skallgrusholdig mørk grå sand til gråsort ned. Ingen lukt i bunnen.
FAR 03 A	0-2 cm* 10-15 cm*	15 cm	Topp 2 cm gråsort skallgrus og grus med bløtt slam, over i grå skallgrus, slagg?sandig leire. Ingen lukt.
FAR 03 B	0-2 cm*	15 cm	Topp 2 cm gråsort skallgrus og grus med bløtt slam, over i grå skallgrus, slagg?sandig leire. Ingen lukt.
MAN 01 A	0-2 cm	53 cm	Topp sort vandig bløt organisk rik slam over i siltig leire, gradvis fastere ned til 45 cm, derfra gråsort noe fastere ned. H ₂ S-lukt i vannfasen og helt ned. Oljeskimmer i toppen
MAN 01 B	0-2 cm	56 cm	Topp sort vandig bløt organisk rik slam over i siltig leire, gradvis fastere ned til 45 cm, derfra gråsort noe fastere ned. H ₂ S-lukt i vannfasen og helt ned.
MAN 02 A	0-2 cm	53 cm	Topp sort vandig bløt organisk rik slam over i siltig leire, gradvis fastere ned til 40 cm, over i brunlig sandig bunn. H ₂ S-lukt i vannfasen og helt ned.
MAN 02 B	0-2 cm	65 cm	Topp sort vandig bløt organisk rik slam over i siltig leire, gradvis fastere ned til 40 cm, over i brunlig sandig bunn. H ₂ S-lukt i vannfasen og helt ned.
MAN 03 A	0-2 cm	16 cm	Topp 2 cm lys brunlig grov skjellsand med faecal pellets, over i gråbrun ved 8 cm. Ingen lukt
MAN 03 B	0-2 cm	40 cm	Topp 2 cm lys brunlig gråbrun grov skjellsand med faecal pellets ned til 18 cm, over i lys grå sandig/siltig leire. Ingen lukt
LIL 01 A	0-2 cm	15 cm	Topp 2 cm grått slam med faecal pellets, bioturbert over i skjellsand til grå sandig fastere med grus og skallgrus nedover. Svak H ₂ S-lukt.
LIL 01 B	0-2 cm	29 cm	Topp 2 cm grått slam med faecal pellets, bioturbert over i brun skjellsand til grå sandig fastere fra 10 cm. Videre lysere grå siltig/sandig leire med grus og skallgrus i bunnen. Svak H ₂ S-lukt.
LIL 02 A	0-2 cm	58 cm	Topp 1 cm mørk grått bløtt slam med faecal pellets, over i bioturbert leire ned til 8 cm, polychaet på 5 cm. Derfra mørk grå siltig leire ved 35 cm. Lysere grå fastere leire derfra og ned. Ingen lukt.
LIL 02 B	0-2 cm	59 cm	Topp 1 cm mørk grått bløtt slam med faecal pellets, over i bioturbert leire ned til 8 cm, polychaet på 5 cm. Derfra mørk grå siltig leire ved 35 cm. Lysere grå fastere leire derfra og ned. Ingen lukt.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
LIL03 A	0-2 cm	31 cm	Topp 3 cm gråbrun slam med faecal pellets, over i mørk grå sandig leire med noe grus og skallfragm. Fastere sandig gråsort fra 20 cm. Noe organisk nedover og kull i bunnen. Ingen lukt.
LIL03 B	0-2 cm	13 cm	Topp 3 cm gråbrun slam med faecal pellets, over i mørk grå sandig leire med noe grus og skallfragm. Fastere sandig nedover. Ingen lukt.
GRI 01 A	0-2 cm	42 cm	Topp 1 cm gråbrunt siltig slam med faecal pellets, bioturbert ned til 10 cm, over mørk gråbrun fast siltig leire. Lys marin leire mellom 20-30 cm, over i brungrønn sandig leire nederst. H ₂ S-lukt i bunnen.
GRI 01 B	0-2 cm	39 cm	Topp 1 cm gråbrunt siltig slam med faecal pellets, polychaet, bioturbert ned til 10 cm, over mørk gråbrun fast siltig leire. Lys marin leire mellom 20-30 cm, over i brungrønn sandig leire nederst. H ₂ S-lukt i bunnen.
GRI 02 A	0-2 cm	29 cm	Topp 2 cm gråsort bløtt slam, faecal pellets, polychaet, bioturb. ned til 7 cm, over mørk gråsort sandig leire med noe skallgrus ned til 15 cm. Mer siltig ned og lysere mot bunn. H ₂ S-lukt.
GRI 02 B	0-2 cm	41 cm	Topp 2 cm gråsort bløtt slam, faecal pellets, polychaet, bioturb. ned til 7 cm, over mørk gråsort sandig leire med noe skallgrus ned til 15 cm. Mer siltig ned og lysere mot bunn. H ₂ S-lukt.
GRI 03 A	0-2 cm	48 cm	Topp 2 cm gråbrun bioturb. bløtt slam, faecal pellets, polychaet, over mørk grågrønn siltig leire med noe skallgrus nedover. Lysere fra 30 cm mot bunn. H ₂ S-lukt i bunn.
GRI 03 B	0-2 cm	51 cm	Topp 3 cm gråbrun bioturb. bløtt slam, med skallfragm., faecal pellets, polychaet, over mørk grågrønn siltig leire med noe skallgrus nedover. Lysere fra 30 cm mot bunn. H ₂ S-lukt i bunn.
ARE 01 A	0-2 cm	57 cm	Topp 2 cm gråbrun bløtt slam med oljeskimmer, skallfragm., faecal pellets, polychaet, bioturb. ned til 10 cm, over mørk grå siltig leire til 40 cm. Lysere og fastere derfra med noe sandige partier og sorte lag. H ₂ S-lukt på 30 cm.
ARE 01 B	0-2 cm	61 cm	Topp 2 cm gråbrun bløtt slam med oljeskimmer, skallfragm., faecal pellets, polychaet, bioturb. ned til 10 cm, over mørk grå siltig leire til 40 cm. Lysere og fastere derfra med noe sandige partier og sorte lag. H ₂ S-lukt på 30 cm og ned mot bunn.
ARE 02 A	0-2 cm	34 cm	Topp 3 cm gråbrun bløtt slam med faecal pellets, polychaet, bioturb. ned til 10 cm, over gråsort sandig leire med noe grus og slagg nedover. Ingen lukt.
ARE 02 B	0-2 cm	20 cm	Topp 3 cm gråbrun bløtt slam med faecal pellets, polychaet, bioturb. ned til 10 cm, over gråsort tørr sand med noe grus nedover. Ingen lukt.
ARE 03 A	0-2 cm	21 cm	Topp 3 cm gråbrunt bløtt slam med faecal pellets og bla. polychaet, snegl, bioturbert ned til 14 cm, over mørk grå siltig leire mot bunnen. Nedre 3 cm med noe jord?, grus og slagg, dumpemasse/mudret? Ingen lukt.
ARE 03 B	0-2 cm	53 cm	Topp 3 cm gråbrunt bløtt slam med faecal pellets og bla. polychaet, snegl, bioturbert ned til 14 cm. Mørk grå siltig leire fra 28 cm lysere mot bunnen. Ingen lukt.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne-lengde	Beskrivelse
RIS 01 A	0-2 cm	48 cm	Topp sort vandig bløt organisk slam med nematoder over i fiberrik siltig sort til gråsort leire. Grå fibrig nederst. H ₂ S-lukt i vannfasen og helt ned.
RIS 01 B	0-2 cm	29 cm	Topp sort vandig bløt organisk slam med nematoder over i fiberrik siltig sort til gråsort leire. H ₂ S-lukt i vannfasen og helt ned.
RIS 02 A	0-2 cm	41 cm	Topp 0.5 cm gråbrunt fint slam med faecal pellets, polychaet og bioturbert ned til 5 cm. Derfra mørk gråbrunn sandig leire til sand. Fastere og lysere nedover fra 30 cm. Ingen lukt.
RIS 02 B	0-2 cm	14 cm	Topp 1 cm gråbrunt slam med faecal pellets, polychaet og bioturbert ned til 5 cm. Derfra mørk grå leire til sand ned. Oljeskimmer og svak lukt.
KRA 01 A	0-2 cm	55 cm	Topp 3 cm grønnlig sort, organisk bløtt slam med faecal pellets til 5 cm. Derfra sort siltig leire til 20 cm. Videre gråsort siltig leire ned til 35 cm til mørk grå. Lysere og fastere nedover. H ₂ S-lukt hele kjernen.
KRA 01 B	0-2 cm	57 cm	Topp 3 cm grønnlig sort, organisk bløtt slam med faecal pellets til 5 cm. Derfra sort siltig leire til 20 cm. Videre gråsort siltig leire ned til 35 cm til mørk grå. Lysere og fastere nedover. H ₂ S-lukt hele kjernen.
KRA 02 A	0-2 cm	46 cm	Topp 3 cm grågrønn bløtt slam med faecal pellets og polychaet. bioturbert til 6cm , mørkere ned til 9 cm. Derfra gråsort sandig/siltig leire gradvis fastere fra 15 cm. Fra 26 cm lysere fast sanndig leire. Svak H ₂ S-lukt i bunnen.
KRA 02 B	0-2 cm	44 cm	Topp 3 cm grågrønn bløtt slam med faecal pellets og polychaet. bioturbert til 6cm , mørkere ned til 9 cm. Derfra gråsort sandig/siltig leire gradvis fastere fra 15 cm. Fra 26 cm lysere fast sanndig leire. Svak H ₂ S-lukt i bunnen.
KRA 03 A	0-2 cm	38 cm	Topp 3 cm bløtt organisk slam med faecal pellets til 6cm , fastere ned til 15 cm. Derfra gråsort sandig/siltig leire til 23 cm derfra sort gradvis fastere til mørk grå. H ₂ S-lukt.
KRA 03 B	0-2 cm	48 cm	Topp 3 cm bløtt organisk slam med faecal pellets til 6cm , fastere ned til 15 cm. Derfra gråsort sandig/siltig leire til 23 cm derfra sort gradvis fastere til mørk grå. Nedre 10 cm gråbrun med H ₂ S-lukt.

Vedleggstabell 3. Analyseprogram for sedimenter fra Sonderende undersøkelse - Fase 1, 1993. * = Andre klororg, forbindelser, ** = 8 metaller.

Prøve nr.	Sed. nivå	PCB	DDT*	PAH	MET**	THC	TBT	Kommentar
NAR 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
NAR 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
NAR 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
NAR 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
NAR 03 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
NAR 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
BOD 01 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
BOD 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
BOD 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
BOD 03 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
BOD 03 A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
BOD 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAS 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAS 01 A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAS 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAS 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAS 02 A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAS 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAS 03 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAS 03 A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAS 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
BRØ 01 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
BRØ 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
BRØ 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
BRØ 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
NAM 01 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
NAM 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
NAM 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
NAM 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
NAM 03 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
NAM 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
NAM 04 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
NAM 04 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
TRO 01 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
TRO 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
TRO 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
TRO 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
TRO 03 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
TRO 03 A	10-12 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
TRO 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
TRO 04 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
TRO 04 A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
TRO 04 A	5-10 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
TRO 04 A	10-15 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
TRO 04 A	15-20 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
TRO 04 A	20-25 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert

Vedleggstabell 3. Fortsetter.

Prøve nr.	Sed. nivå	PCB	DDT*	PAH	MET**	THC	TBT	Kommentar
TRO 04 A	25-30 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
TRO 04 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
KRI 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
KRI 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
KRI 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
KRI 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
KRI 03 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
KRI 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	X	
MOL 01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
MOL 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
MOL 02 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
MOL 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	X	
ÅLE 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	X	-	
MÅL 01A	0-2 cm	-	-	-	-	-	X	
MÅL 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
MÅL 02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
MÅL 02A	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
MÅL 03A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
MÅL 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	
BRE 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
BRE 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
FLO 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
FLO 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
FLO 02 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
FLO 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
FLO 03 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
FLO 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HAU 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
HAU 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HAU 02 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	X	
SAN 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAN 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAN 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
SAN 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
STA 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
STA 01 A	15-20 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
STA 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
STA 01 B	15-20 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
STA 02 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
STA 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	X	
STA 03 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
STA 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
STA 04 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
STA 04 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
STA 05 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
STA 06 A	0-2 cm	X	X	X	X	X	-	
STA 06 A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	
STA 06 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	

Vedleggstabell 3. Fortsetter.

Prøve nr.	Sed. nivå	PCB	DDT*	PAH	MET**	THC	TBT	Kommentar
EGE 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
EGE 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
EGE 02 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
EGE 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
EGE 03 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
EGE 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
FAR 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
FAR 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
FAR 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
FAR 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
FAR 03 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
FAR 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
FAR 03 B	10-15 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
MAN 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
MAN 01 B	5-10 cm	-	-	-	-	X	-	
MAN 02 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
MAN 02 B	0-2 cm	X	X	X	X	X	X	
MAN 03 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
MAN 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
LIL 01 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
LIL 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
LIL 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
LIL 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
LIL 03 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
LIL 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
GRI 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
GRI 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
GRI 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
GRI 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
GRI 03 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
GRI 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	X	
ARE 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
ARE 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
ARE 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
ARE 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
ARE 03 A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
ARE 03 B	0-2 cm	-	-	-	-	-	X	
RIS 01 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
RIS 01 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
RIS 02 A	0-2 cm	X	X	X	X	-	-	
RIS 02 B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
KRA 01 A	0-2 cm	X		X	X	-	-	
KRA 01 B	0-2 cm	-		-	-	X	-	
KRA 02 A	0-2 cm	X		X	X	-	X	
KRA 02 B	0-2 cm	-		-	-	X	-	
KRA 03 A	0-2 cm	-		-	-	-	-	Ikke analysert
KRA 03 B	0-2 cm	-		-	-	-	-	Ikke analysert

VEDLEGGSFIGURER

Stasjonskart

Sedimentstasjonene er gitt ved tre-bokstavskode relatert lokalitet og fortløpende nummerering. For nøyaktig plassering av sedimentstasjoner jfr. kartreferanse, GPS-posisjoner og vanddyp angitt i vedleggstabell 1. Videre er det benyttet følgende forkortelser på kartmaterialet knyttet til prøveasjoner for organismer:

B = stasjoner for blåskjell (*Mytilus edulis*)

N = stasjoner for purpursnegl (*Nucella lapillus*)

Kombinert med de biologiske stasjonene (B og N) er det ved multiple stasjoner i et område benyttet følgende koder for nærmere stedsangivelse:

i = indre område eller lokalitet

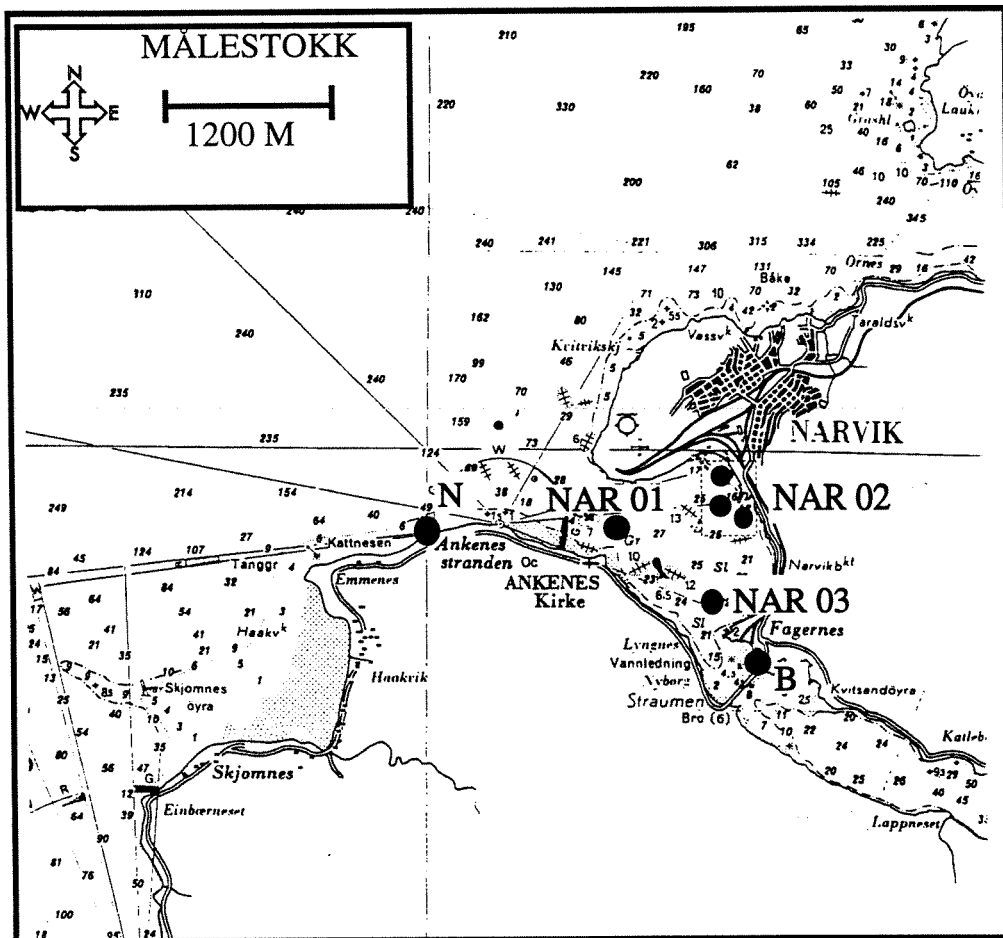
m = midtre område eller lokalitet

y = ytre område eller lokalitet

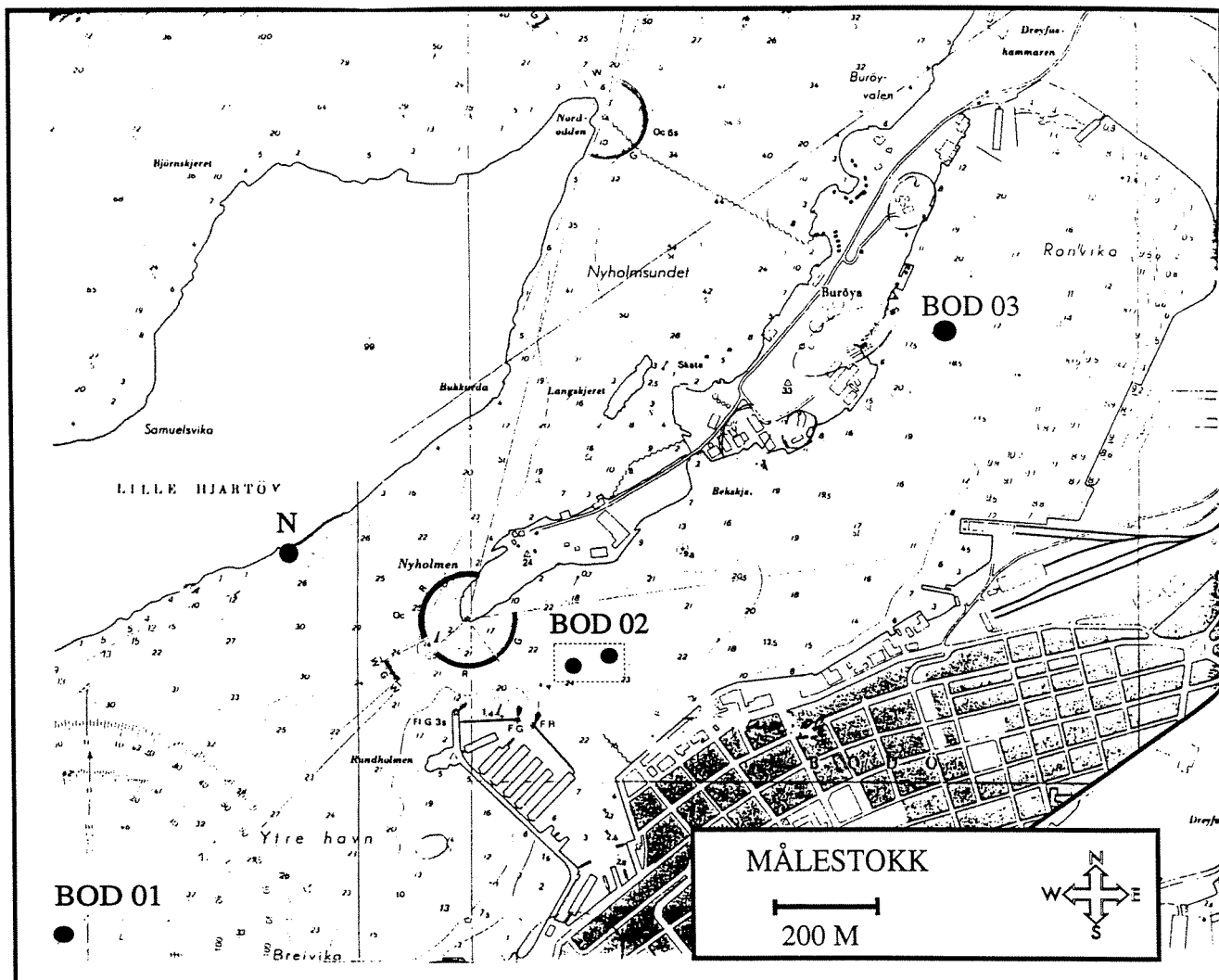
s = lokalitet syd i havneområdet

n = lokalitet nord i havneområdet

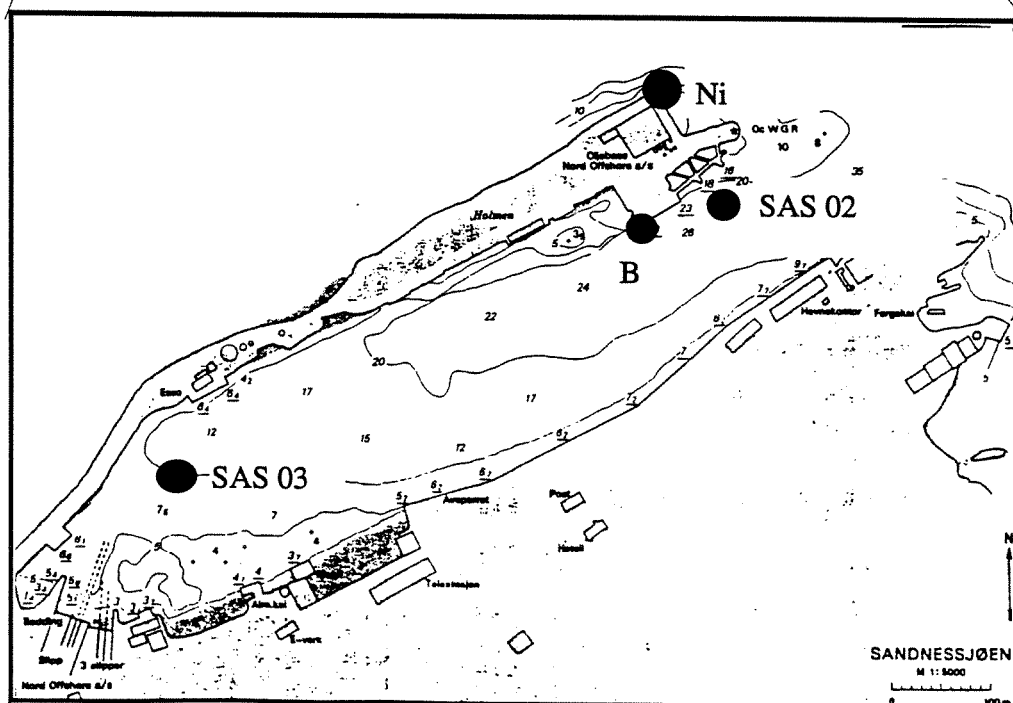
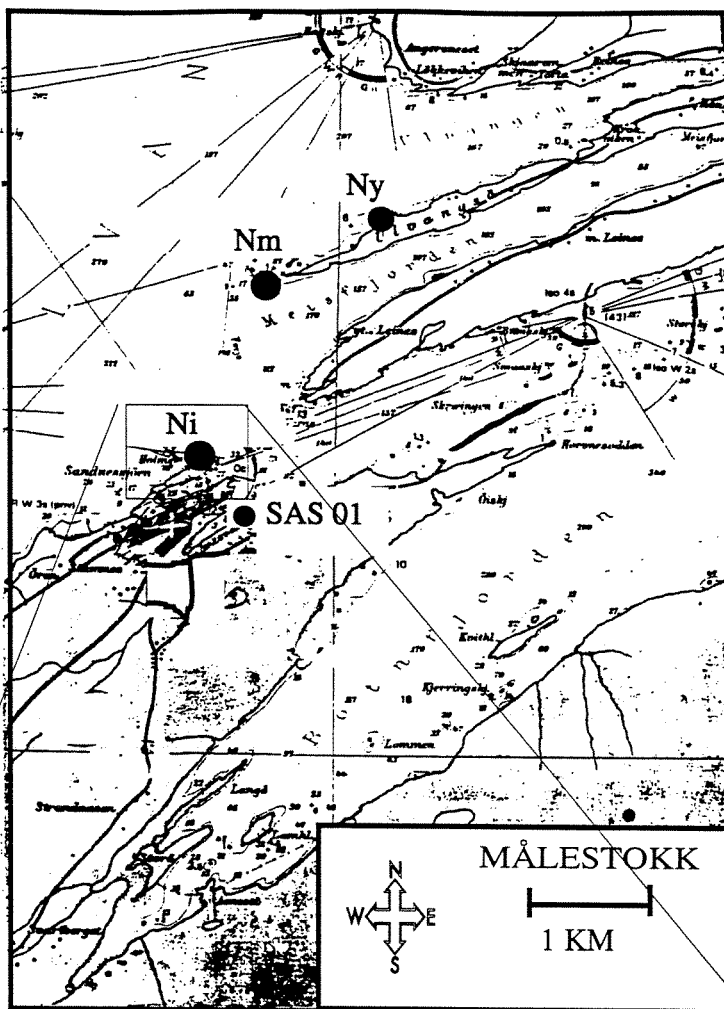
Vedleggsfigur 1. Prøvestasjoner i Narvik havn.



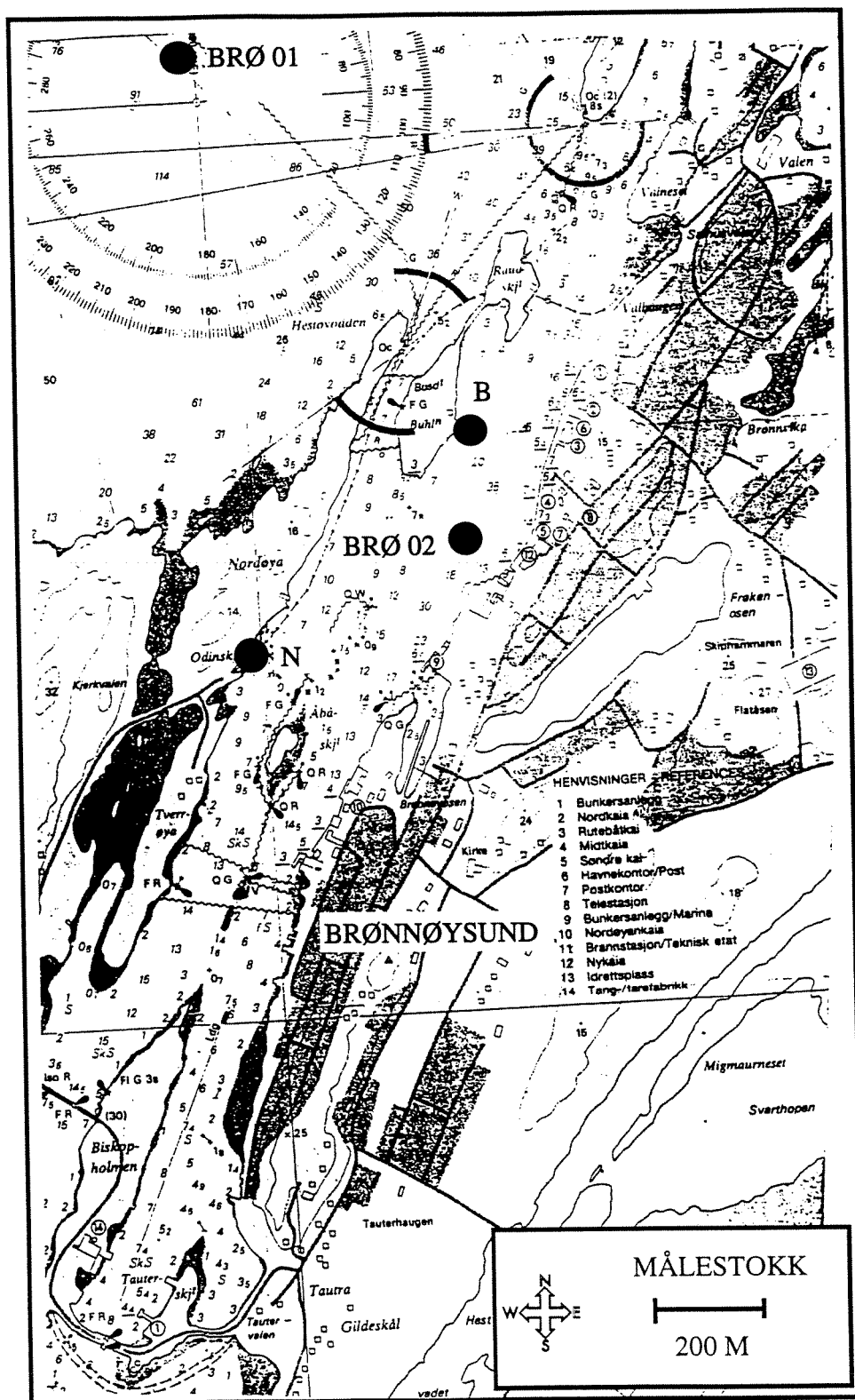
Vedleggsfigur 2. Prøvestasjoner i Bodø havn.



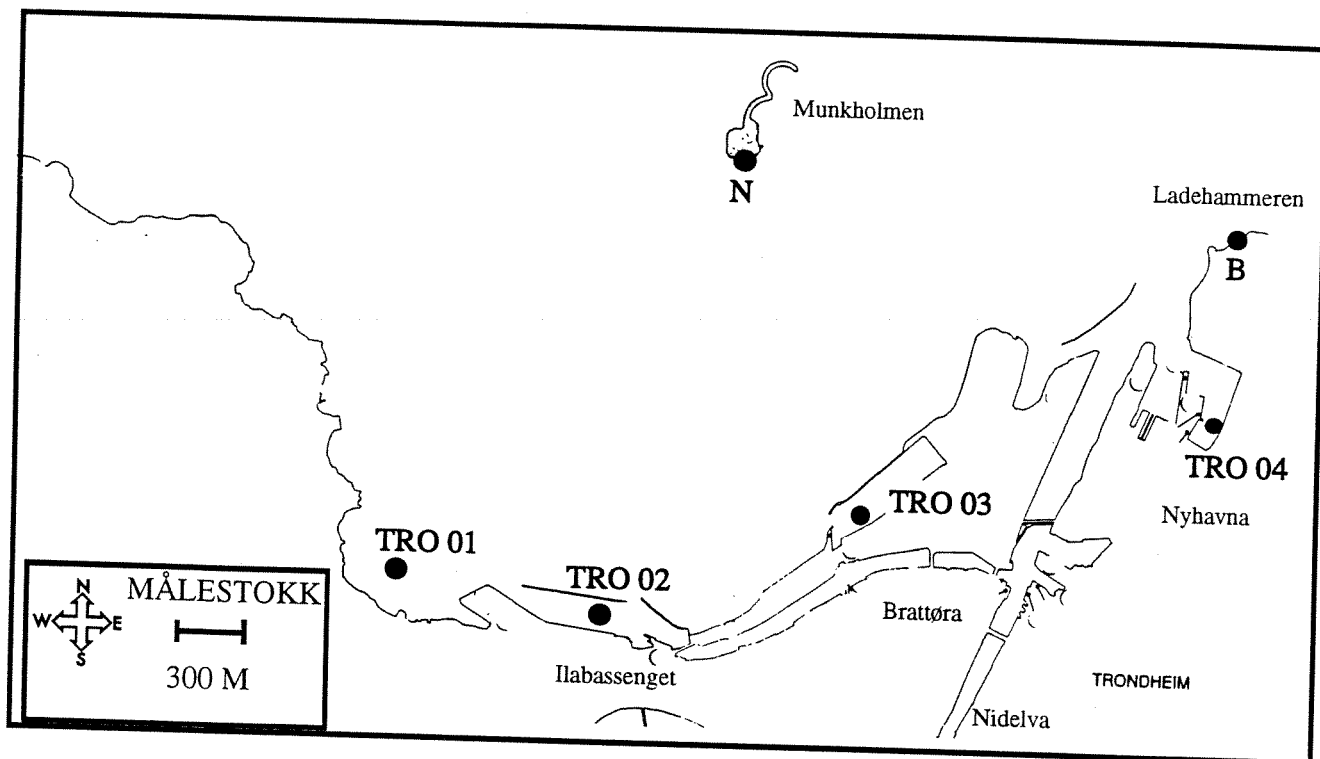
Vedleggsfigur 3. Prøvestasjoner i Sandnessjøen havn.



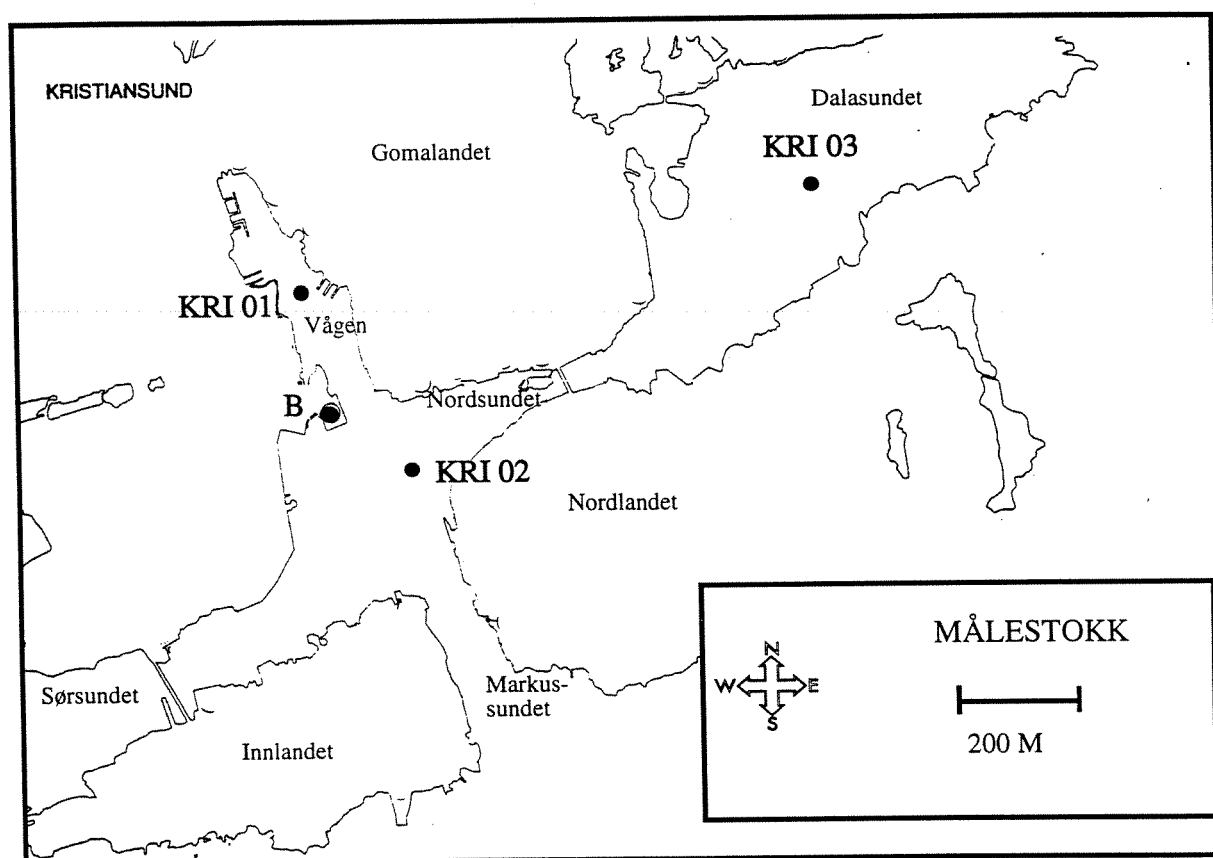
Vedleggsfigur 4. Prøvestasjoner i Brønnøysund havn.



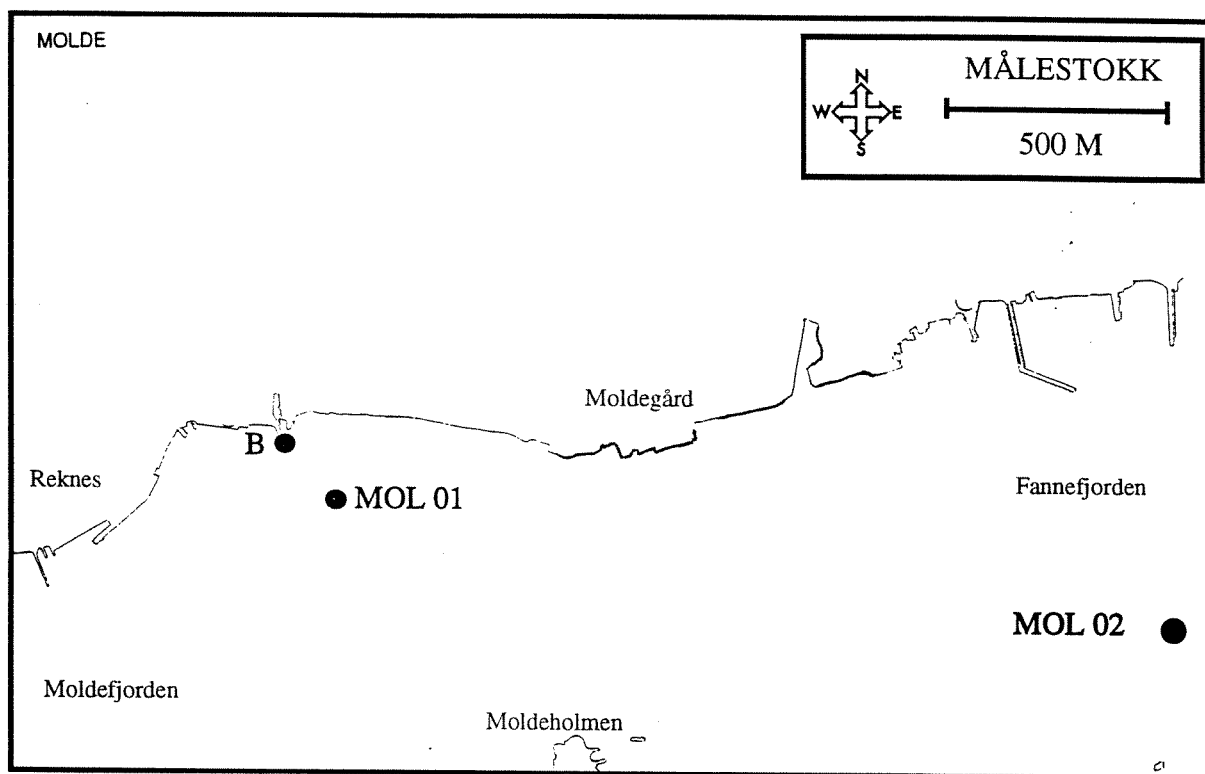
Vedleggsfigur 6. Prøvestasjoner i Trondheim havn.



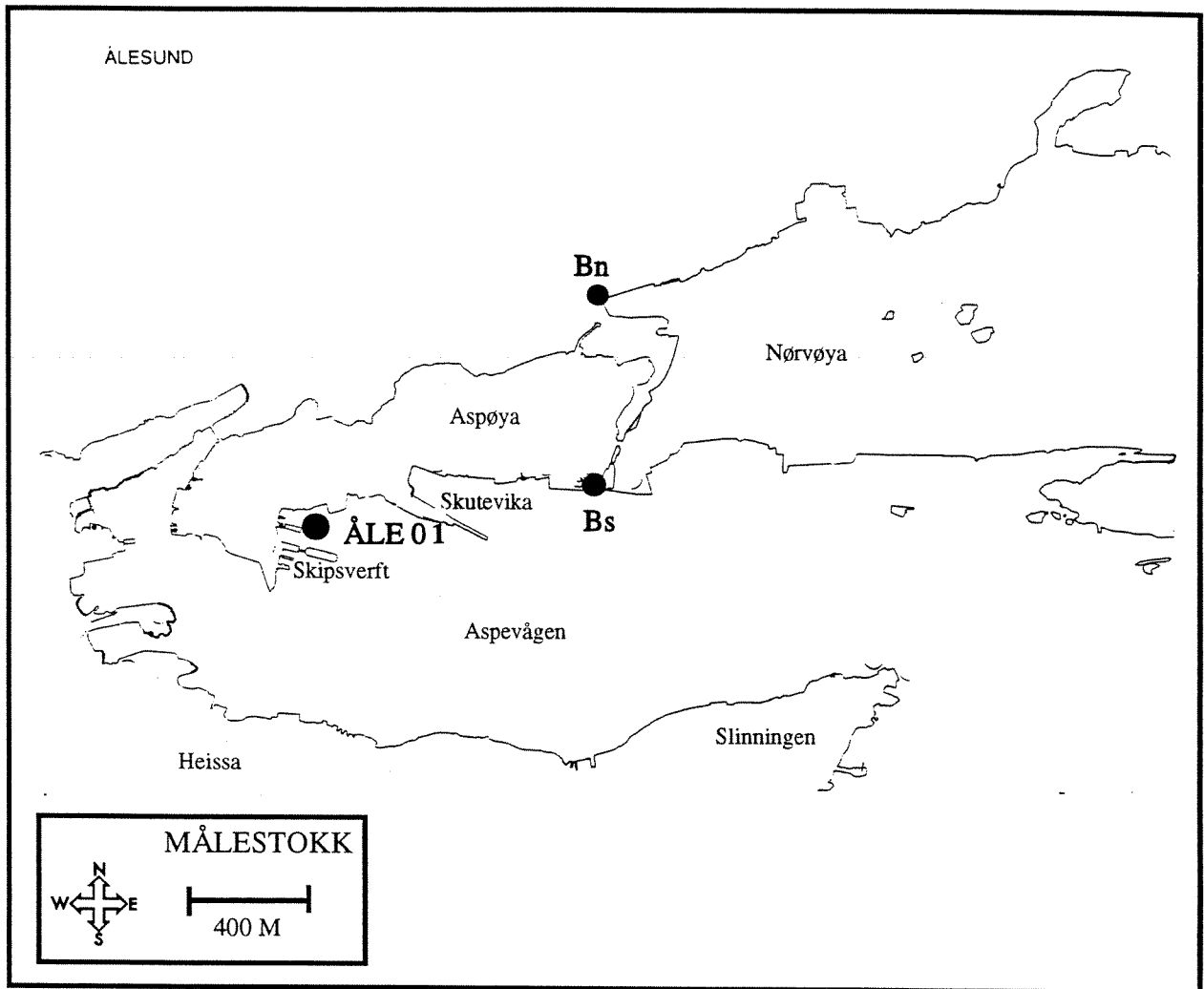
Vedleggsfigur 7. Prøvestasjoner i Kristiansund havn.



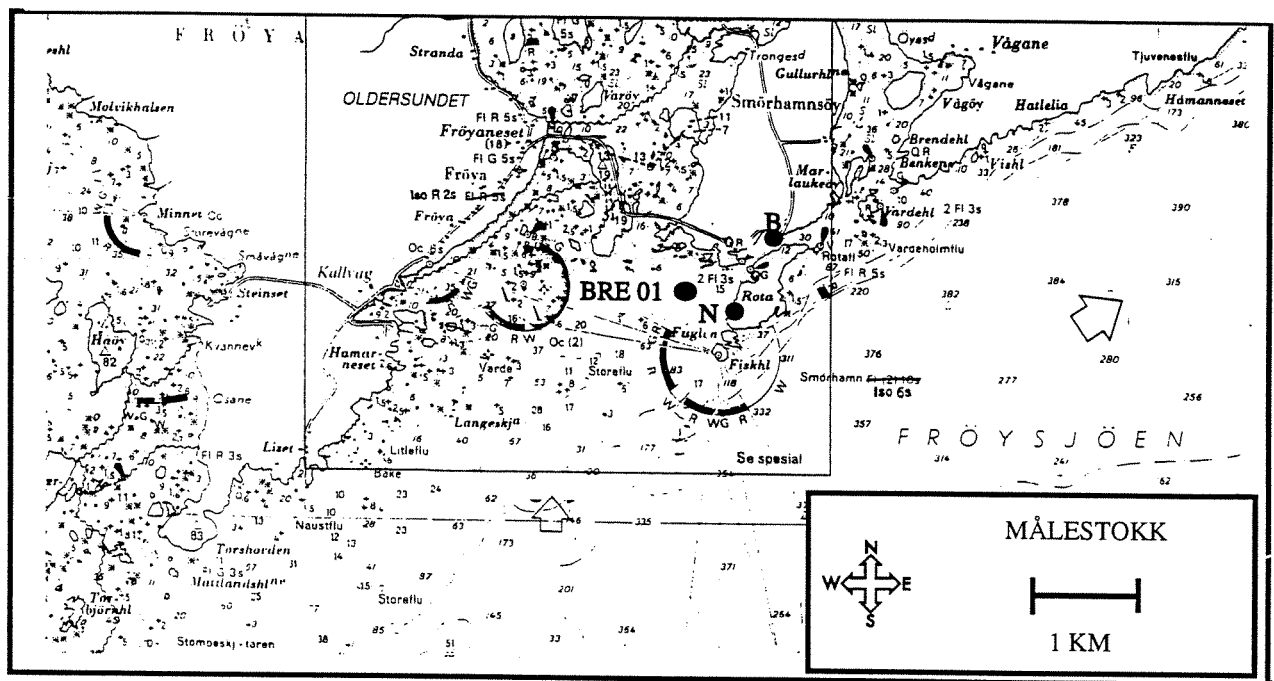
Vedleggsfigur 8. Prøvestasjoner i Molde havn.



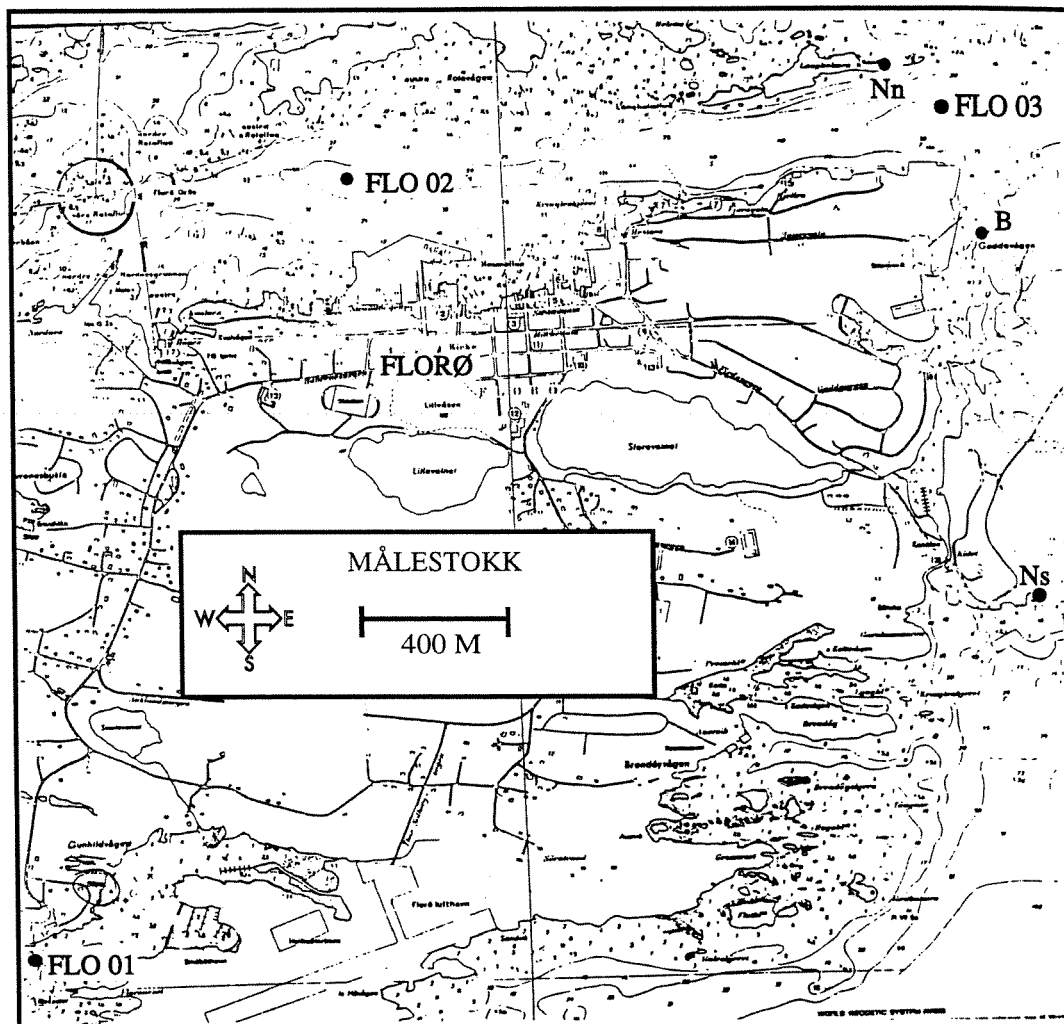
Vedleggsfigur 9. Prøvestasjoner i Ålesund havn.



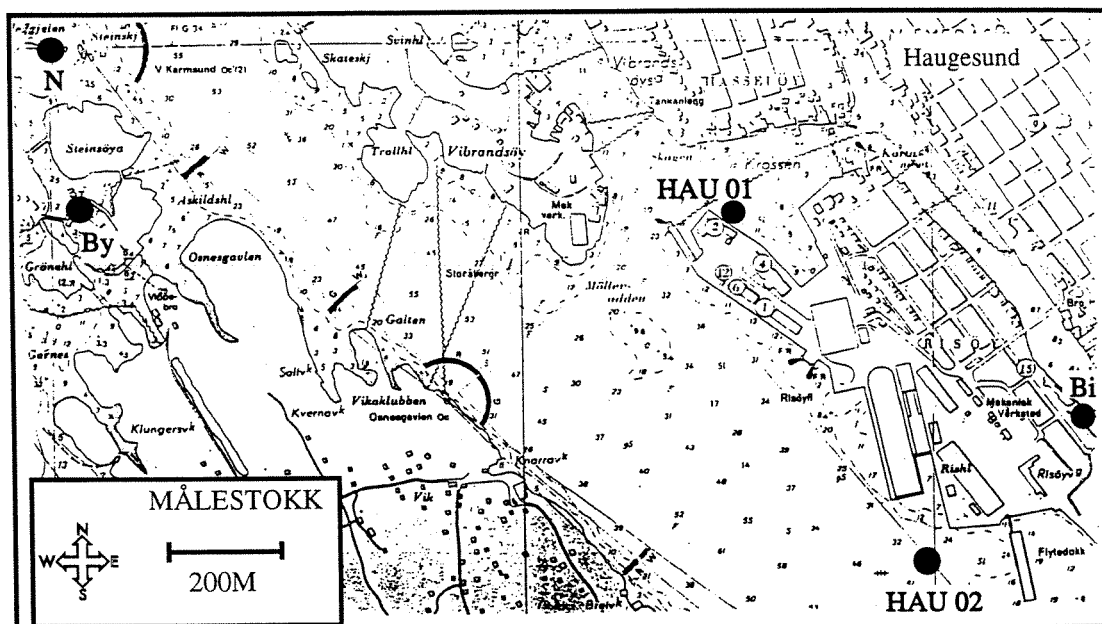
Vedleggsfigur 11. Prøvestasjoner i Bremanger-området.



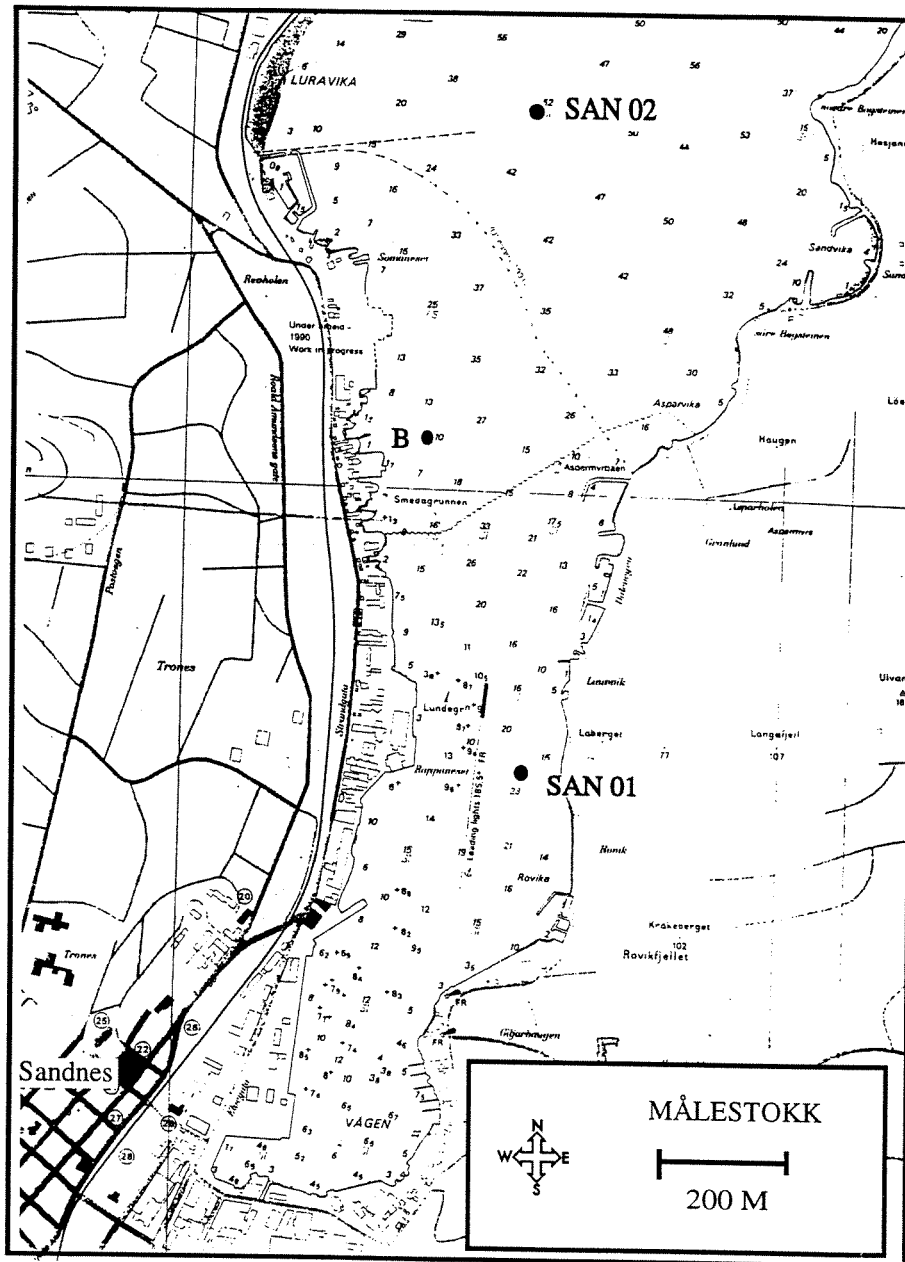
Vedleggsfigur 12. Prøvestasjoner i Florø havn.



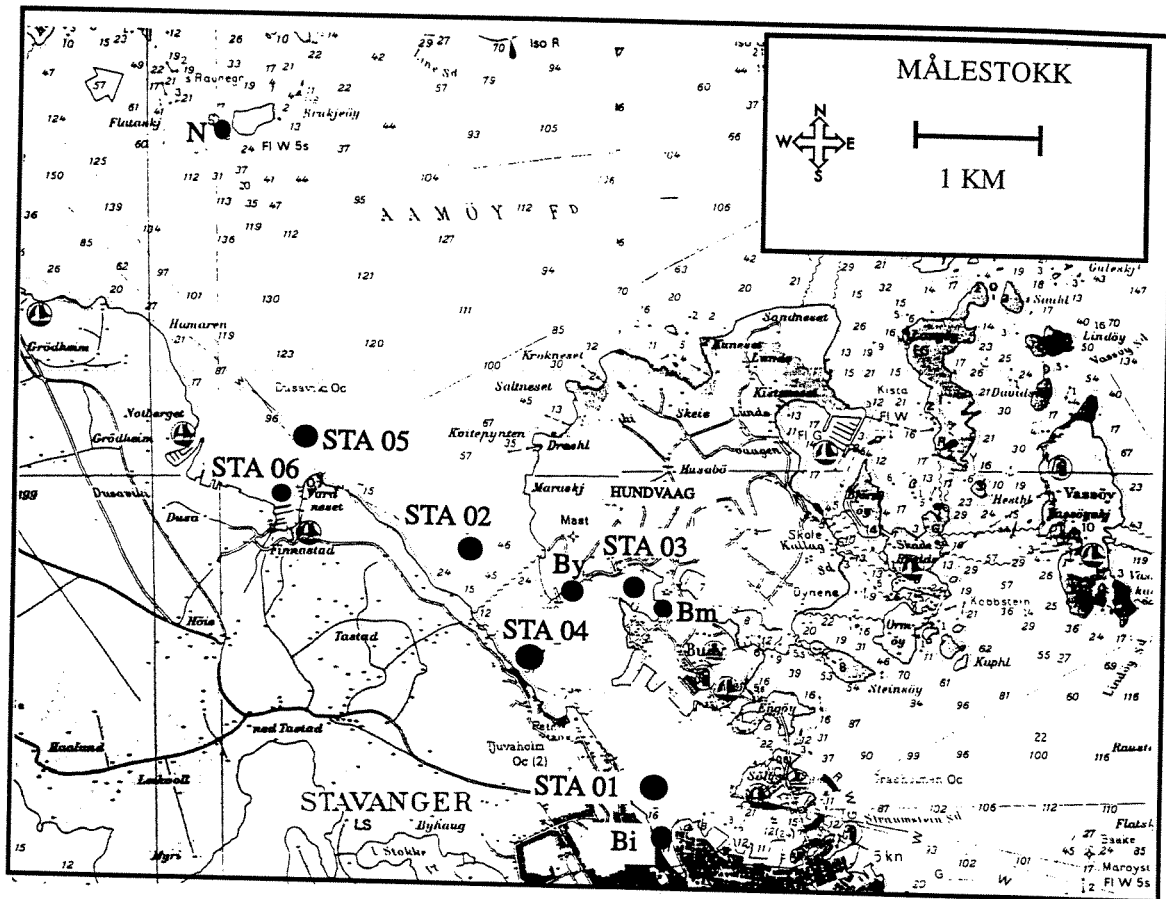
Vedleggsfigur 13. Prøvestasjoner i Haugesund havn.



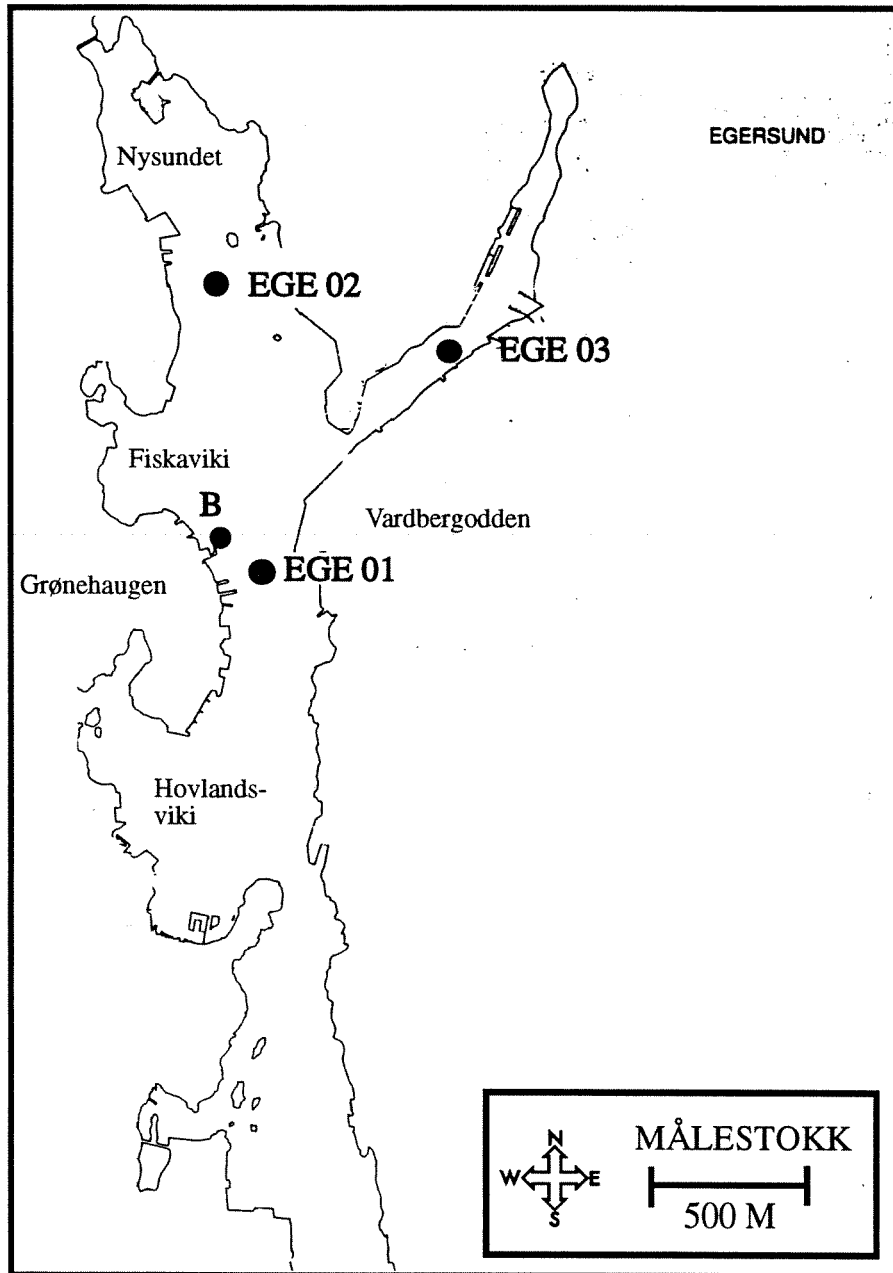
Vedleggsfigur 14. Prøvestasjoner i Sandnes havn.



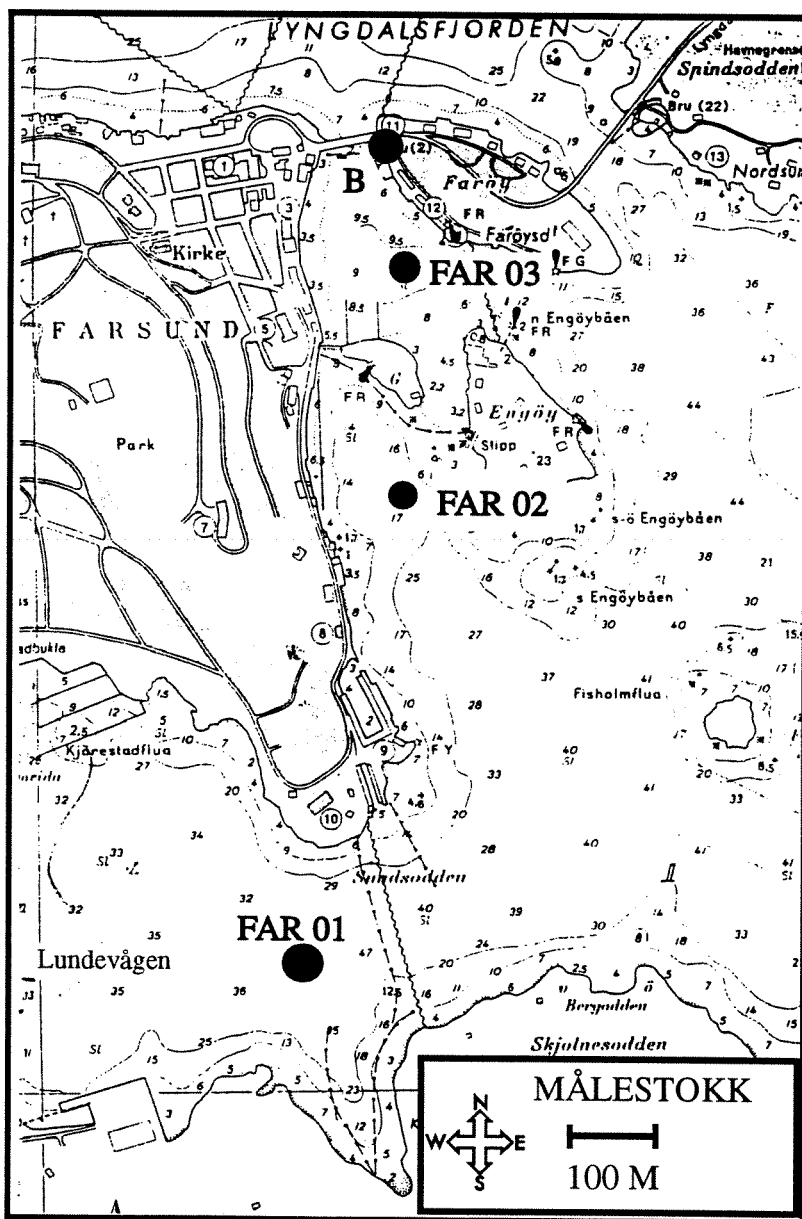
Vedleggsfigur 15. Prøvestasjoner i Stavanger havn.



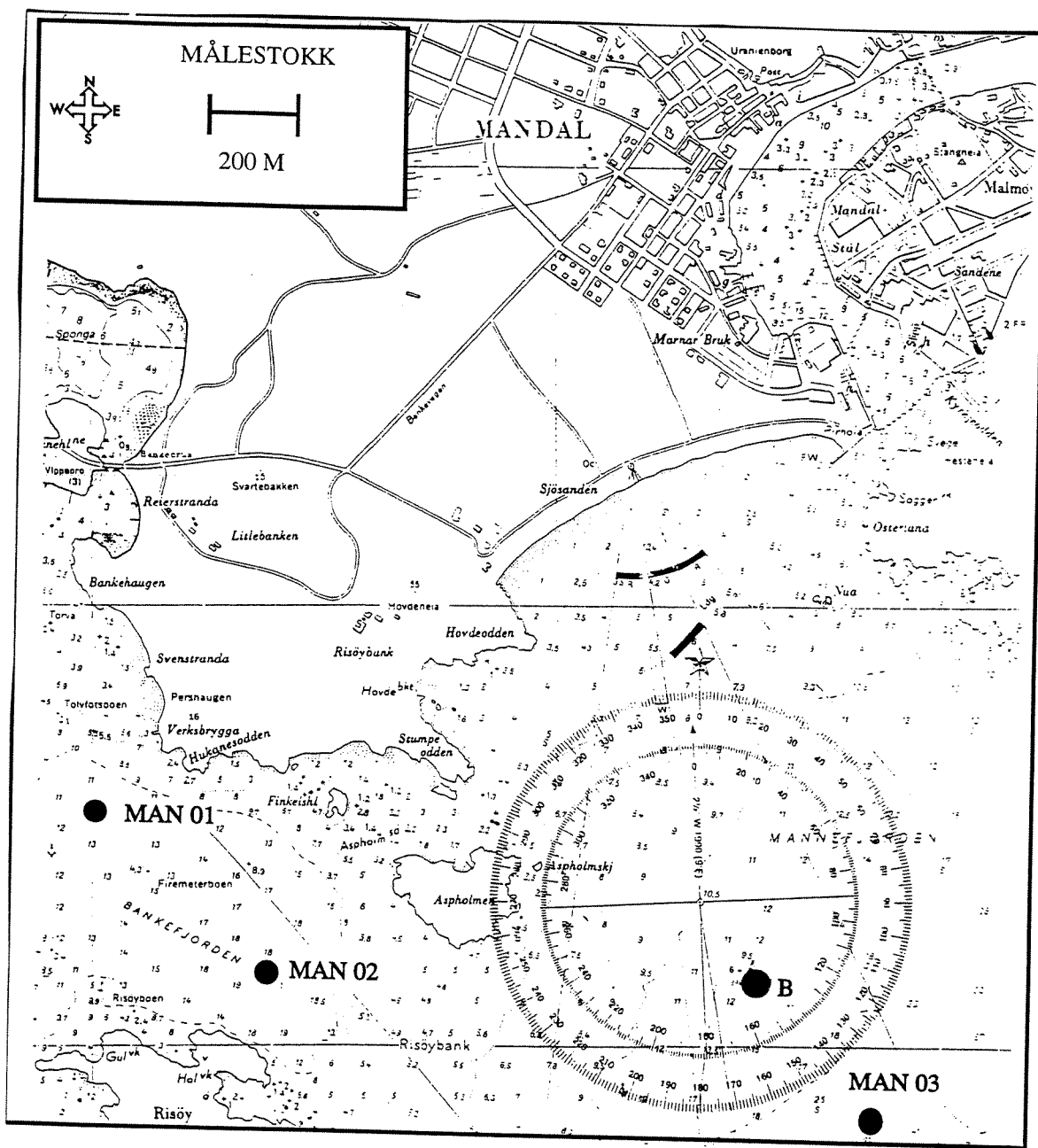
Vedleggsfigur 16. Prøvestasjoner i Egersund havn.



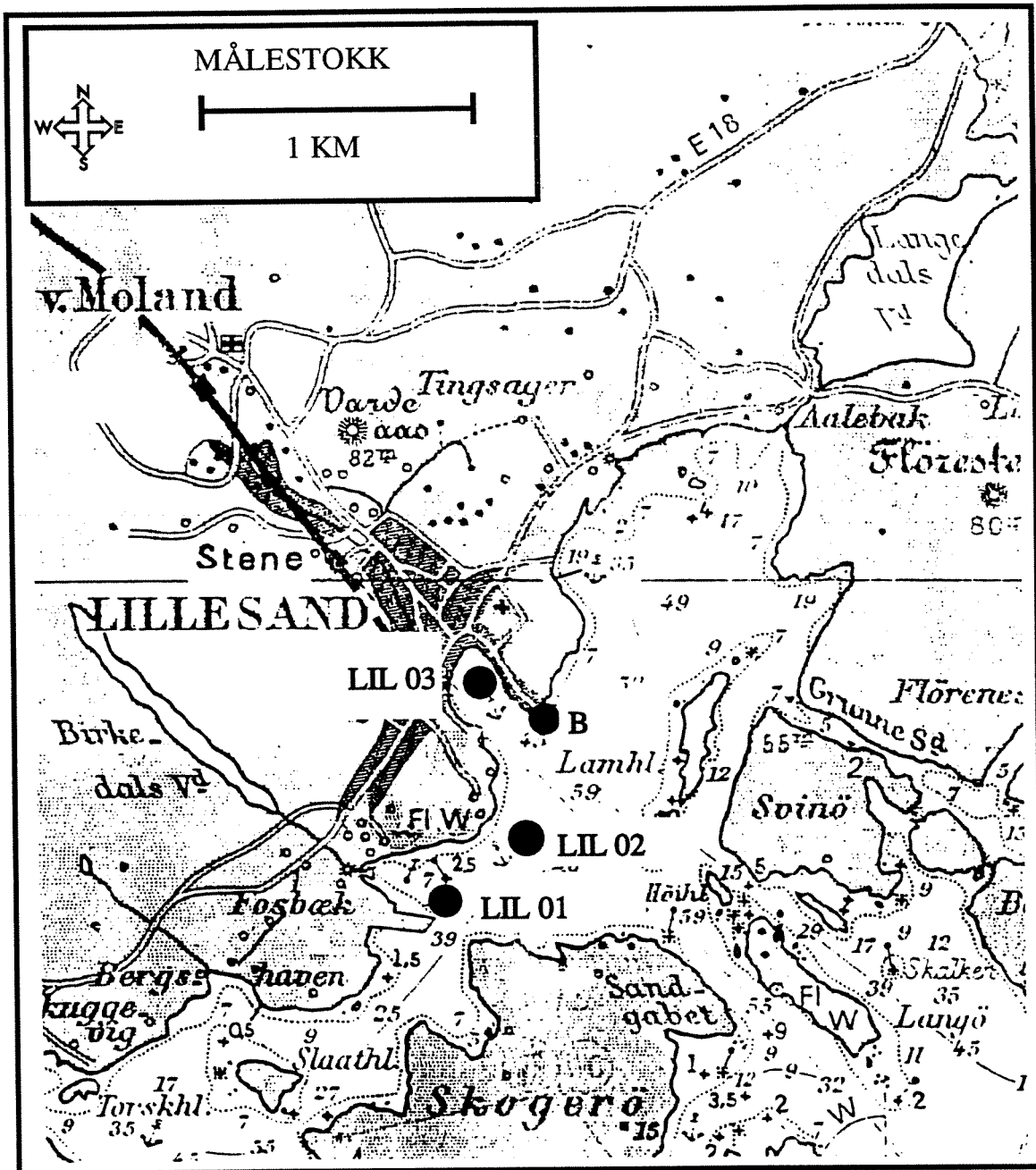
Vedleggsfigur 17. Prøvestasjoner i Farsund havn.



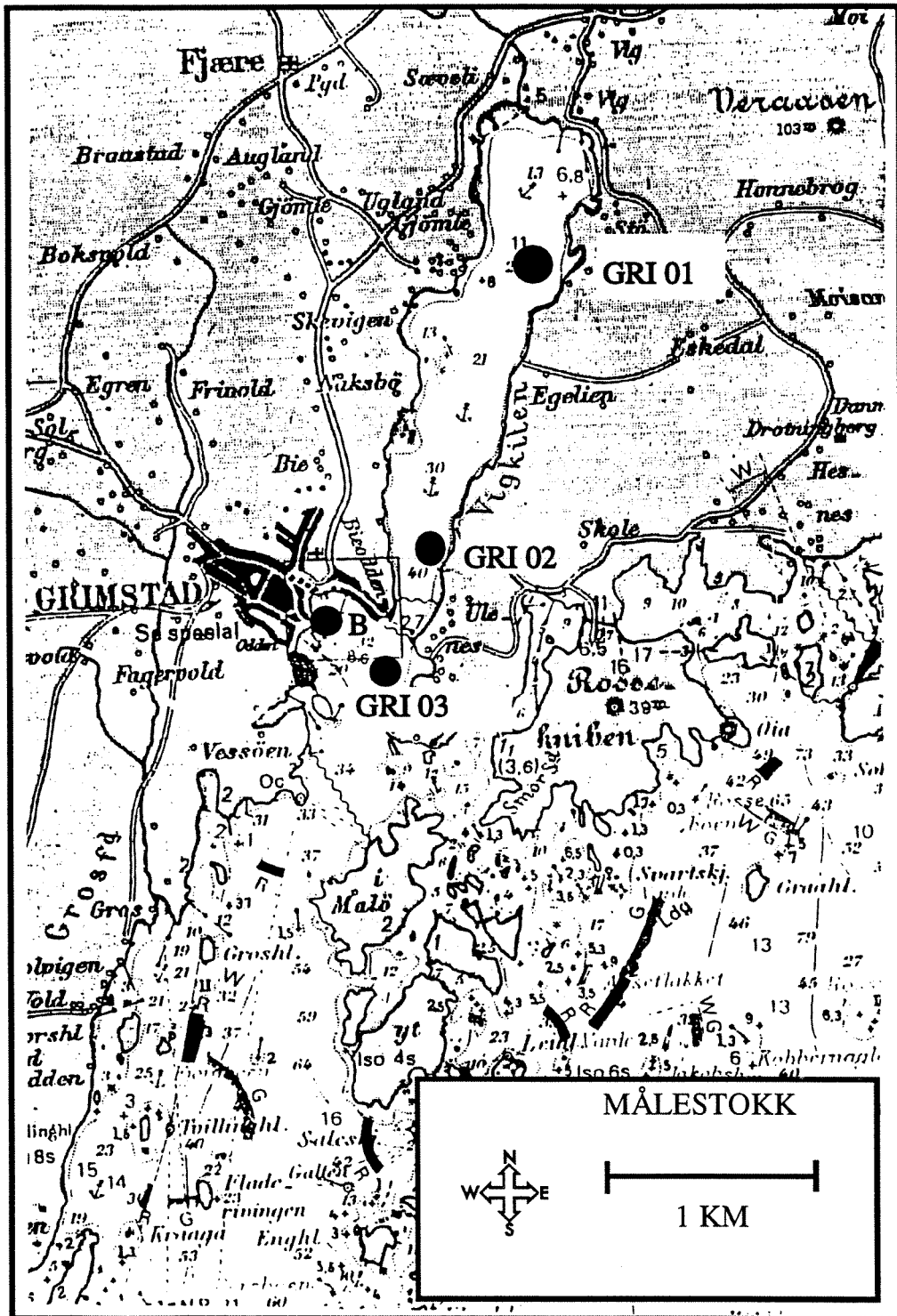
Vedleggsfigur 18. Prøvestasjoner i Mandal havn.



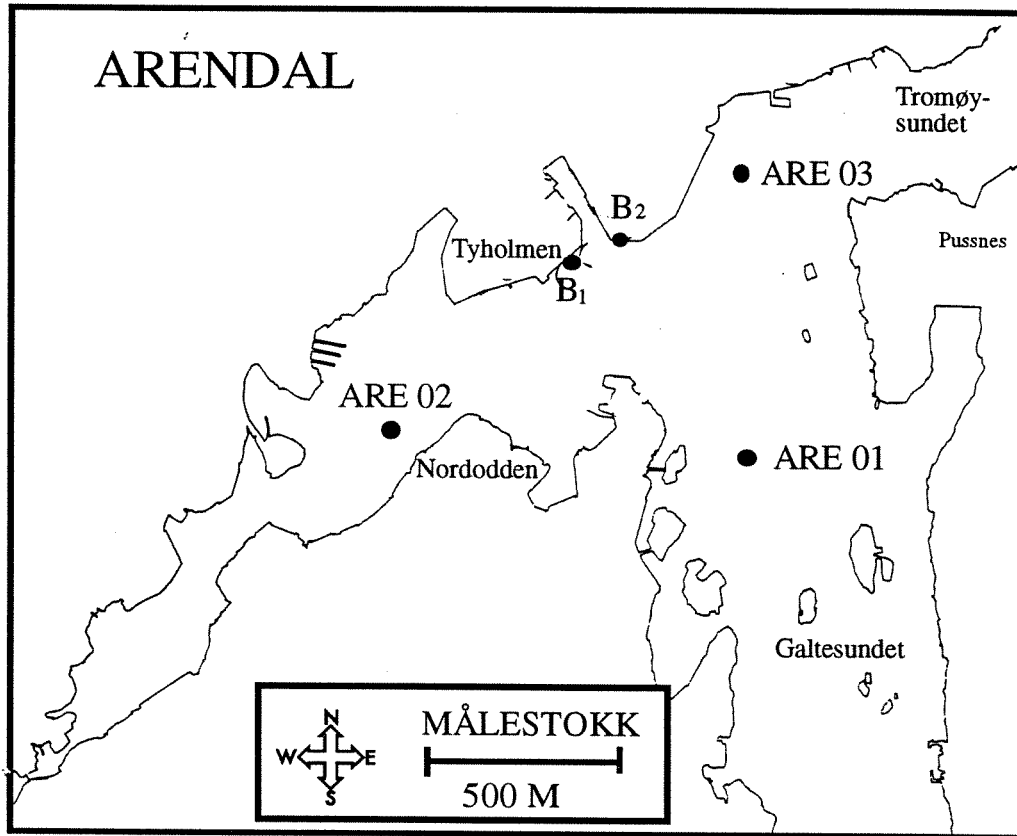
Vedleggsfigur 19. Prøvestasjoner i Lillesand havn.



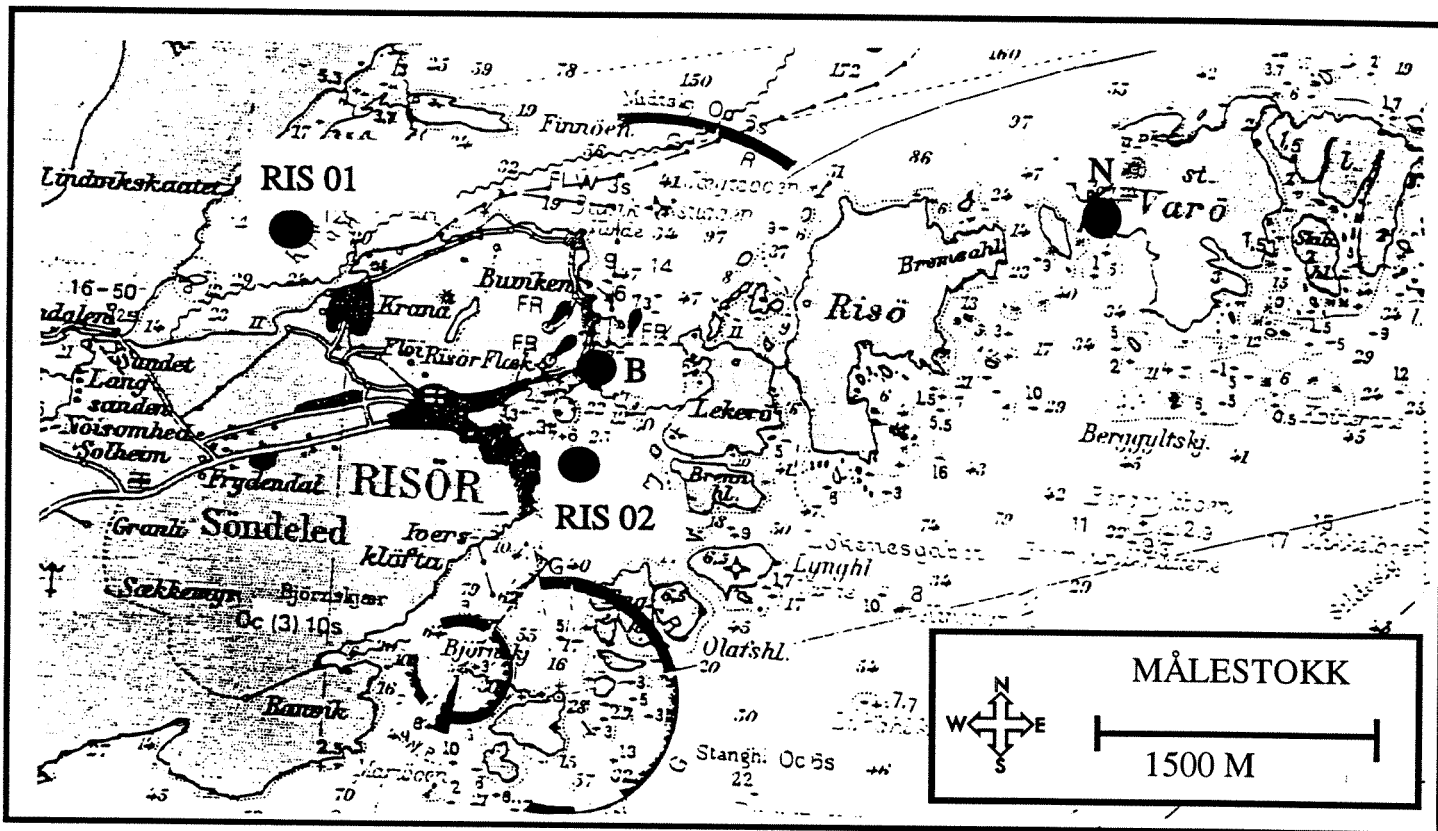
Vedleggsfigur 20. Prøvestasjoner i Grimstad havn.



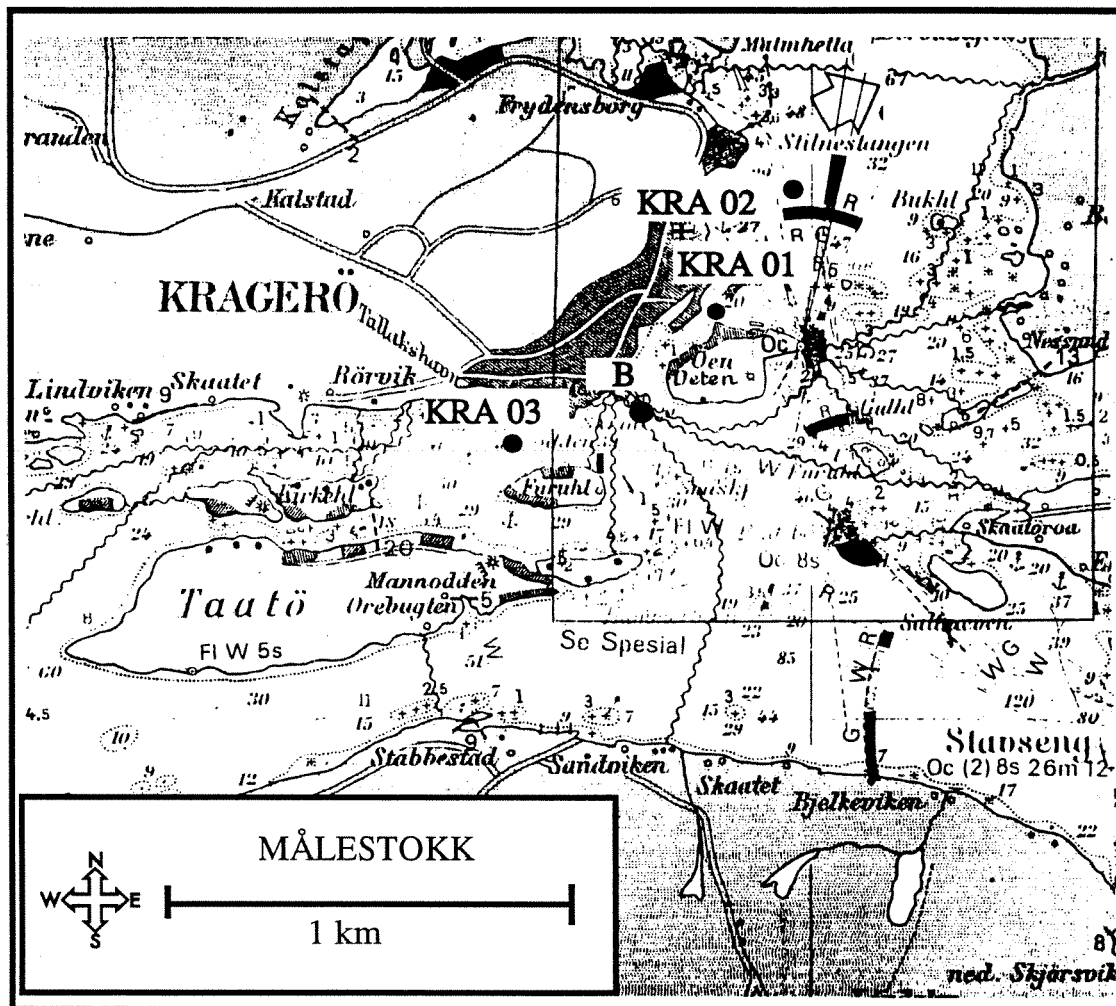
Vedleggsfigur 21. Prøvestasjoner i Arendal havn.



Vedleggsfigur 22. Prøvestasjoner i Risør havn.



Vedleggsfigur 23. Prøvestasjoner i Kragerø havn.



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.

Jfr. vedlagte rådata.

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 innveing 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.

Jfr. vedlagte rådata.

As- bestemmelse i sediment ved bruk av atomemisjonsspektroskopi ved NAC

Sedimentprøver ble oppsluttet med salpetersyre i autoklav og fortynnet med ionebyttet vann og oversendt fra NIVA til NAC for bestemmelse av As. Prøvene ble analysert og As kvantifisert etter laboratoriets standard metode ved bruk av atomemisjonsspektroskopi. Deteksjonsgrensen var <0.2 mgAs/l i løsning tilsvarende 20 mg/kg tørrvekt. Ansvarlige analyttikere for oppdrag NAC-304/93 var Hilde Johansen og Kari Lønvik.

Jfr. vedlagte rådata.

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 12/01-94

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

Kontaktperson : **RMK** Prosjektnr : **O 93177** Stikkord : **SONDESFT**
 Rekvisisjonsnr: **1993-04641** Godkjent av: **IMB** Godkjent dato: **940112**
 Rekvisisjon registrert : **930927**

Analysevariabel	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
PrNr							
001	0.08	44.7	49.6	0.08	16.7	33.1	67.9
002	0.07	59.8	159	0.09	25.9	58.0	104
003	0.21	95.0	56.5	0.39	33.0	44.2	158
004	0.26	101	56.5	0.41	35.0	40.7	168
005	0.13	51.9	59.5	1.17	16.8	123	138
006	0.09	55.5	32.0	0.30	5.6	36.8	80.7
007	0.09	56.3	217	0.55	17.5	58.0	133
008	0.14	43.3	13.5	0.29	12.7	15.6	50.6
009	0.12	121	41.5	0.47	38.5	18.7	106
010	0.16	147	56.0	0.44	46.0	20.5	146
011	0.16	136	56.0	0.49	39.5	21.2	138
012	1.29	152	192	2.87	44.5	160	520
013	0.21	138	38.5	0.49	43.0	32.8	117
014	1.26	189	151	6.21	55.0	134	848
015	0.55	96.1	426	8.68	33.5	346	422
016	1.08	69.7	180	3.59	28.0	204	381
017	0.08	61.2	21.5	0.66	21.5	34.1	58.2
018	0.25	72.6	52.5	0.54	34.5	64.0	120
019	0.10	26.9	6.5	0.06	10.0	16.7	25.1
020	2.28	58.2	110	3.11	31.7	121	432
021	1.18	106	188	1.13	28.7	100	189
022	0.49	104	62.5	3.79	37.7	231	450
023	0.13	72.5	39.0	1.45	27.5	87.0	187
024	2.8	109	201	4.35	42.8	100	142
025	0.53	58.3	95.0	2.82	21.0	231	537
026	0.12	14.8	7.0	0.10	<5	283	198
027	1.2	64.6	72.5	1.28	28.7	25.5	46.6
028	1.9	52.3	77.0	3.69	26.5	141	244
029	0.29	80.0	50.0	0.96	33.5	262	358
030	0.14	36.3	32.0	0.98	10.5	105	215
031	1.2	51.0	43.0	4.26	93.0	91.0	132
032	0.7	41.7	32.0	4.77	17.0	64.0	160
033	0.18	74.9	33.5	0.43	30.0	68.0	133
034	0.11	31.6	25.0	0.62	14.7	81.0	74.3
035	0.17	48.7	57.0	0.53	19.0	47.0	116
036	0.31	72.6	89.5	0.47	26.3	108	212
037	0.18	87.3	80.0	1.16	33.5	157	242
038	0.49	91.2	163	2.37	31.5	163	416
039	2.13	58.2	75.5	1.76	26.0	84.0	284
040	0.10	31.4	34.0	0.28	12.5	377	68.6
041	1.0	76.4	96.0	1.62	36.0	167	324
042	0.64	78.7	219	4.20	49.0	290	311
043							
044							
045							

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 24/01-94

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

Kontaktperson : **RMK** Prosjektnr : **O 93177** Stikkord : **SONDESFT**
Rekvisisjonsnr: **1993-05037** Godkjent av: **IMB** Godkjent dato: **940124**
Rekvisisjon registrert : **931104**

Analysevariabel	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-Sm mg/g E1
PrNr PrDato Merking 001 ASP8 0-2cm	117	502	9.95	72.3	394	686

NAC-ANALYSER

304/93 Arsen i sedimenter

Prøve	Prøve I.D.	As (mg/l)	As (mg/kg)	NAC Nr.	Prøve I.D.	As (mg/l)	As (mg/kg)
NAR01	YKY-1	<0.2	<30	SAN01	YKY-23	<0.2	<28
NAR02	YKY-2	<0.2	<26	SAN02	YKY-24	<0.2	<27
BOD02	YKY-3	<0.2	<26	STA01	YKY-25	<0.2	<28
BOD03	YKY-4	<0.2	<30	STA03	YKY-26	<0.2	<27
SAS01	YKY-5	<0.2	<20	STA06	YKY-27	<0.2	<24
SAS02	YKY-6	<0.2	<25	EGE01	YKY-28	<0.2	<27
SAS03	YKY-7	<0.2	<26	EGE03	YKY-29	<0.2	<29
BRØ02	YKY-8	<0.2	<30	FAR01	YKY-30	<0.2	<28
NAM02	YKY-9	<0.2	<30	FAR02	YKY-31	<0.2	<29
NAM03	YKY-10	<0.2	<26	MAN01	YKY-32	<0.2	<31
NAM04	YKY-11	<0.2	<26	MAN02	YKY-33	<0.2	<30
TRO02	YKY-12	<0.2	<30	LIL02	YKY-34	<0.2	<29
TRO03	YKY-13	<0.2	<23	LIL03	YKY-35	<0.2	<25
TRO04	YKY-14	<0.2	<27	GRI01	YKY-36	<0.2	<31
KRI01	YKY-15	<0.2	<27	GRI02	YKY-37	<0.2	<30
KRI02	YKY-16	<0.2	<27	ARE01	YKY-38	<0.2	<30
MOL01	YKY-17	<0.2	<26	ARE02	YKY-39	<0.2	<30
MÅL02	YKY-18	<0.2	<25	RIS01	YKY-40	<0.2	<30
BRE01	YKY-19	<0.2	<26	RIS02	YKY-41	<0.2	<30
FLO01	YKY-20	<0.2	<29	KRA01	YKY-42	<0.2	<30
FLO03	YKY-21	<0.2	<27	KRA02	YKY-43	<0.2	<30
HAU01	YKY-22	<0.2	<27	NAC55	<i>Blind</i>	<2.0	-

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 torskelever/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 "tørrhet". 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 glødende 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
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKY1-6
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 10.11.93
 Analytiker : EMB

1: YKY1,NAR 01A,0-2cm
 2: YKY2,NAR 02A,0-2cm
 3: YKY3,BOD 02A,0-2cm
 4: YKY4,BOD 03A,0-2cm
 5: YKY5,SAS 01A,0-2cm
 6: YKY6,SAS 02A,0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	<0.5	<0.5	<0.5	0.6	0.7	0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	14.9	0.5
PCB 52	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	25.5	0.8
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.7	<0.5
PCB 101	0.9	0.5	1.3	0.7	19.6	1.7
p,p-DDE	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 118	0.8	<0.5	1.3	0.7	23.3	Mask.
p,p-DDD	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	3.2	1.2	3.3	1.8	12.7	2.7
PCB 105	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	Mask	<0.5
PCB 138	2.8	1.5	3.5	2.1	17.8	3.1
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	3.3	<0.5
PCB 180	2.6	0.9	2.4	1.1	5.8	2.1
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
SUM PCB	10.3	4.1	11.8	6.9	122.9	10.9
SUM SEVEN DUTCH PCB	10.3	4.1	11.8	6.9	119.6	10.9
%Fett						
%Tørrstoff	62.4	53.5	43.1	42.5	59.9	64.1

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKY7-12
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 10.11.93
 Analytiker : EMB

1: YKY7,SAS 03A,0-2cm
 2: YKY8,BRØ 02A,0-2cm
 3: YKY9,NAM 02A,0-2cm

4: YKY10,NAM 03A,0-2cm
 5: YKY11,NAM 04A,0-2cm
 6: YKY12,TRO 02A,0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.4
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.8
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	1.6	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.1
PCB 52	1.8	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	3.4
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	1.9	0.6	<0.5	<0.5	<0.5	10.1
p,p-DDE	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	Mask.
PCB 118	1.7	0.6	<0.5	<0.5	<0.5	6
p,p-DDD	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.4
PCB 153	2	3.1	<0.5	<0.5	0.5	15.1
PCB 105	1.6	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 138	2.2	2.1	<0.5	<0.5	0.6	14.9
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.6
PCB 180	1.2	8	<0.5	<0.5	<0.5	9.7
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
SUM PCB	14	14.4	0	0	1.1	62.9
SUM SEVEN DUTCH PCB	12.4	14.4	0	0	1.1	60.3
%Fett						
%Tørrstoff	63.1	64.2	59.5	51.9	59.9	42.2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKY13-18
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 10.11.93
 Analytiker : EMB

1: YKY13, TRO 03A, 0-2cm
 2: YKY14, TRO 04A, 0-2cm
 3: YKY15, KRI 01A, 0-2cm
 4: YKY16, KRI 02A, 0-2cm
 5: YKY17, MOL 01A, 0-2cm
 6: YKY18, MÅL 02A, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	2	<0.5	1.7	<0.5	<0.5
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	0.8	<0.5	<0.5
HCB	<0.5	1.1	<0.5	0.6	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	0.9	2.5	<0.5	<0.5
PCB 28	<0.5	2.3	5.4	2.9	<0.5	0.7
PCB 52	<0.5	4.7	8.6	4.6	<0.5	0.7
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	1.1	15.3	19.8	9.7	1.2	1.7
p,p-DDE	<0.5	<0.5	<0.5	3.8	<0.5	1.6
PCB 118	0.8	8.4	14.9	8.3	1	1.5
p,p-DDD	<0.5	3.6	<0.5	2	<0.5	<0.5
PCB 153	2.1	24	23.2	14.4	1.9	4
PCB 105	<0.5	<0.5	Mask	<0.5	1	<0.5
PCB 138	1.9	25.3	31	15.1	2.1	4.1
PCB 156	<0.5	4.1	6.2	2.7	<0.5	<0.5
PCB 180	1.2	14.1	15.2	8.6	0.8	2.2
PCB 209	<0.5	<0.5	1.3	0.9	<0.5	<0.5
SUM PCB	7.1	98.2	125.6	67.2	8	14.9
SUM SEVEN DUTCH PCB	7.1	94.1	118.1	63.6	7	14.9
%Fett						
%Tørrstoff	69.5	35.6	27.4	11.9	62.1	33.2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Ålesund (SONDSFT)
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : Nov.-93
 Lab.kode : AEX1
 Jobb.nr. : 93/210
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 17.11.93
 Analytiker : EMB

1: ASP 8,0-2cm 4:
 2: 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5					
a-HCH	<0.5					
HCB	0.5					
g-HCH	<0.5					
PCB 28	9					
PCB 52	41.2					
OCS	<0.5					
PCB 101	71.1					
p,p-DDE	5.6					
PCB 118	64.2					
p,p-DDD	18.6					
PCB 153	66.3					
PCB 105	35.3					
PCB 138	73.6					
PCB 156	14.7					
PCB 180	38.7					
PCB 209	2.1					
SUM PCB	416.2	0	0	0	0	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	364.1	0	0	0	0	0
%Fett						
%Tørrstoff						

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKY19-24
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 10.11.93
 Analytiker : EMB

1: YKY19, BRE 01A, 0-2cm
 2: YKY20, FLO 01A, 0-2cm
 3: YKY21, FLO 03A, 0-2cm
 4: YKY22, HAU 01A, 0-2cm
 5: YKY23, SAN 01A, 0-2cm
 6: YKY24, SAN 02A, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	0.6	<0.5	0.9	<0.5	<0.5
a-HCH	<0.5	0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	<0.5	0.5	0.5	<0.5	0.6	3.2
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	<0.5	1.6	1	1.4	0.9	0.5
PCB 52	<0.5	3.4	1.2	2.2	1.6	0.8
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	<0.5	4.7	2.5	7.2	7.4	2.8
p,p-DDE	<0.5	4.9	0.7	<0.5	1.8	1
PCB 118	<0.5	4.2	1.9	5.1	8.9	4
p,p-DDD	<0.5	1.6	<0.5	3.2	2.8	1.2
PCB 153	<0.5	8.4	5	17.4	9.7	6.1
PCB 105	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 138	<0.5	7.8	5.4	18.4	12.8	7.8
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	3.3	1.8	1.1
PCB 180	<0.5	6.8	3.2	15.9	3.8	2.5
PCB 209	<0.5	0.5	<0.5	0.6	<0.5	<0.5
SUM PCB	0	37.4	20.2	71.5	46.9	25.6
SUM SEVEN DUTCH PCB	0	36.9	20.2	67.6	45.1	24.5
%Fett						
%Tørrstoff	57.9	15.0	30.0	42.2	41.1	42.9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKY25-30
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 10.11.93
 Analytiker : EMB

1: YKY25, STA 01A, 0-2cm
 2: YKY26, STA 03A, 0-2cm
 3: YKY27, STA 06B, 0-2cm

4: YKY28, EGE 01A, 0-2cm
 5: YKY29, EGE 03A, 0-2cm
 6: YKY30, FAR 01A, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	0.5	<0.5	<0.5	2.7	0.5
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	0.9	0.5	<0.5	1.1	0.9	1.1
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	1.8	2	0.8	1.3	1.5	1.2
PCB 52	4.9	47.8	3.4	1.5	3.1	12.1
OCS	<0.5	<0.5	0.6	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	15.1	146	5.7	3.7	6.1	29.7
p,p-DDE	4.7	<0.5	<0.5	4.5	3.7	<0.5
PCB 118	20.2	123	4.7	3.4	4.9	21.5
p,p-DDD	4.6	2.1	<0.5	1.2	2.6	0.8
PCB 153	22.2	100	4.8	6.8	7.9	22.8
PCB 105	11.5	64	1.8	<0.5	<0.5	11
PCB 138	26.6	148	5.2	6.5	8.6	29
PCB 156	4.3	21.7	0.8	1	1.3	4
PCB 180	12.9	28.8	2.1	3.1	4	12.3
PCB 209	1	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0.5
SUM PCB	120.5	681.3	29.3	27.3	37.9	144.1
SUM SEVEN DUTCH PCB	103.7	595.6	26.7	26.3	36.1	128.6
%Fett						
%Tørrstoff	28.1	34.4	76.4	23.6	29.4	20.9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKY31-36
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 10.11.93
 Analytiker : EMB

1: YKY31,FAR 02A,0-2cm
 2: YKY32,MAN 01A,0-2cm
 3: YKY33,MAN 02B,0-2cm

4: YKY34,LIL 02A,0-2cm
 5: YKY35,LIL 03A,0-2cm
 6: YKY36,GRI 01A,0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	1.3	1.7	<0.5	0.6	<0.5
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	<0.5	0.7	0.5	0.7	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	2.4	1.1	0.6	0.6	0.5	0.5
PCB 52	4.1	1.7	1.3	0.5	0.5	0.6
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	5	1.4	0.9	0.7	0.6	0.9
p,p-DDE	<0.5	1.1	0.7	0.6	<0.5	0.6
PCB 118	3.8	1.4	0.9	0.7	0.7	1
p,p-DDD	<0.5	0.6	<0.5	<0.5	<0.5	0.6
PCB 153	4	2.1	1.1	0.9	0.8	1.3
PCB 105	2.7	<0.5	0.6	0.5	0.5	0.7
PCB 138	4.3	2.2	1.3	1	0.7	1.5
PCB 156	0.8	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 180	2.8	1.1	0.6	0.5	<0.5	0.5
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	0.6	<0.5	<0.5
SUM PCB	29.9	11	7.3	6	4.3	7
SUM SEVEN DUTCH PCB	26.4	11	6.7	4.9	3.8	6.3
%Fett						
%Tørrstoff	49.8	13.4	26.7	33.2	62.0	39.7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKY37-42
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 10.11.93
 Analytiker : EMB

1: YKY37,GRI 02A,0-2cm
 2: YKY38,ARE 01A,0-2cm
 3: YKY39,ARE 02A,0-2cm
 4: YKY40,RIS 01A,0-2cm
 5: YKY41,RIS 02A,0-2cm
 6: YKY42,KRA 01A,0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	<0.5	0.5	0.6	<0.5	1.2
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	0.6	<0.5	1	1.6	<0.5	2.5
g-HCH	0.9	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	1.4	0.9	1.9	2	0.6	2.3
PCB 52	1.6	1.4	2.7	2.6	0.8	4.3
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	<0.5	1
PCB 101	3.2	3	9.4	4.4	0.8	11
p,p-DDE	1.6	1	3.2	1.8	<0.5	2
PCB 118	3.1	3.9	9	5.9	1	7.5
p,p-DDD	1.1	1.9	Mask	3.7	0.7	1.8
PCB 153	3.6	5	15.9	5.1	0.8	20
PCB 105	2.1	1.7	3.7	2.1	0.5	2.9
PCB 138	4.1	5	16	5.2	0.8	18.3
PCB 156	0.7	1.1	2.9	1	<0.5	4.1
PCB 180	1.6	2.6	8.6	3.1	<0.5	13.1
PCB 209	1	3.5	4.4	5.9	<0.5	17
SUM PCB	22.4	28.1	74.5	37.3	5.3	100.5
SUM SEVEN DUTCH PCB	18.6	21.8	63.5	28.3	4.8	76.5
%Fett						
%Tørrstoff	35.7	29.9	24.2	12.3	58.4	16.9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKY43
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 10.11.93
 Analytiker : EMB

1: YKY43,KRA 02A,0-2cm 4:
 2: 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5					
a-HCH	<0.5					
HCB	1.3					
g-HCH	<0.5					
PCB 28	5.8					
PCB 52	12.6					
OCS	0.6					
PCB 101	33.3					
p,p-DDE	<0.5					
PCB 118	37.2					
p,p-DDD	3.7					
PCB 153	42.9					
PCB 105	13.9					
PCB 138	43.3					
PCB 156	6.5					
PCB 180	18.9					
PCB 209	22.3					
SUM PCB	236.7	0	0	0	0	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	194	0	0	0	0	0
%Fett						
%Tørrstoff	22.1					

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 : 23.9.93
 Lab.kode : YKY 1-6
 Jobb nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 17.1.93
 Analytiker : Brg

1: NAR01A
 2: NAR02A
 3: BOD02A
 4: BOD03A
 5: SAS01A
 6: SAS02A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	59	44	54	48	100	99
2-M-Naf.		21	20	18	31	38
1-M-Naf.		16	15		23	29
Bifenyl	17	18	16	17	21	26
2,6-Dimetylnaftalen		26				
Acenaftylen	12	17	46	37	28	82
Acenaften		8	22		71	58
2,3,5-Trimetylnaftalen		8				
Fluoren		9	16	13	36	41
Fenantren	43	94	207	115	525	426
Antracen	12	19	74	43	133	156
1-Metylfenantren		31	32	22	49	62
Fluoranten	112	170	559	311	1520	1692
Pyren	83	114	366	209	1104	1402
Benz(a)antracen*	31	77	275	143	1083	743
Chrysen/trifenylen	43	95	229	175	1729	1061
Benzo(b)fluoranten*	74	134	364	341	1715	1185
Benzo(j,k)fluoranten*	31	49	136	94	588	358
Benzo(e)pyren	44	85	214	156	910	1161
Benzo(a)pyren*	37	82	258	146	696	797
Perylen		23	65	41	152	190
Ind. (1,2,3cd)pyren*	34	89	217	134	638	1540
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		17	38	27	103	101
Benzo(ghi)perylen	39	85	177	120	508	2473
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	671	1331	3400	2210	11763	13720
Derav KPAH(*)	207	448	1288	885	4823	4724
%KPAH	30.8	33.7	37.9	40.0	41.0	34.4
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 5 ug/kg tørrstoff

* 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 : 23.9.93
 Lab.kode : YKY 7-12
 Jobb nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 17.1.94
 Analytiker : Brg

- 1: SAS03A
 2: BR002A
 3: NAM02A
 4: NAM03A
 5: NAM04A
 6: TRO02A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	56	89	65	58	43	157
2-M-Naf.	26	32	18	17	11	45
1-M-Naf.	23	27				36
Bifenyl	23	14	14	14	11	73
2,6-Dimetylnaftalen	24					23
Acenaftalen	46	17	8		7	23
Acenaften	61	14				102
2,3,5-Trimetylnaftalen	5	9				
Fluoren	53	23				57
Fenantren	882	264	60	24	50	622
Antracen	120	32		11	12	176
1-Metylfenantren	100	31	15		10	86
Fluoranten	1237	563	375	63	129	1871
Pyren	874	363	155	50	91	1229
Benz(a)antracen*	600	134	42	27	52	1042
Chrysen/trifenylen	630	161	53	64	58	1014
Benzo(b)fluoranten*	629	233	84	52	73	1390
Benzo(j,k)fluoranten*	241	97	x)	x)	32	535
Benzo(e)pyren	391	124	40	28	42	724
Benzo(a)pyren*	473	159	28	27	46	997
Perylen	115	39	60	63	57	262
Ind. (1,2,3cd)pyren*	445	126	22	22	47	733
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	67	21			14	97
Benzo(ghi)perylene	374	97	21	24	40	551
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	7495	2669	1060	544	825	11845
Derav KPAH(*)	2455	770	176	128	264	4794
%KPAH	32.8	28.8	16.6	23.5	32.0	40.5
%Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

Deteksjonsgrense 5 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 : 23.9.93
 Lab.kode : YKY 13-18
 Jobb nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 17.1.94
 Analytiker : Brg

1: TRO03A
 2: TRO04A
 3: KRI01A
 4: KRI02A Mangler! Ikke mer prøvemateriale?
 5: MOL01A
 6: MÅL02A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	111	238	6700		11	12
2-M-Naf.	43	130	2500		40	24
1-M-Naf.	31	96	2900		30	20
Bifenyl	16	52	1100			
2,6-Dimetylnaftalen		57	1400		21	
Acenaftalen		50	6000			
Acenaften		226	9300		25	20
2,3,5-Trimetylnaftalen		33	990		12	6
Fluoren	17	134	13900		27	14
Fenantren	157	673	54000		270	203
Antracen	37	272	46700		54	59
1-Metylfenantren	34	193	11500		61	40
Fluoranten	420	4156	91600		360	580
Pyren	330	2856	71300		269	403
Benz(a)antracen*	201	1858	46000		260	363
Chrysen/trifenylen	223	1535	45000		238	312
Benzo(b)fluoranten*	325	2250	20800		245	454
Benzo(j,k)fluoranten*	134	933	14700		103	170
Benzo(e)pyren	195	1252	9800		127	221
Benzo(a)pyren*	199	1826	20700		194	331
Perylen	64	488	8600		55	88
Ind.(1,2,3cd)pyren*	166	1619	33500		197	398
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	29	189	7800		37	64
Benzo(ghi)perylen	151	1366	22700		138	290
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	2883	22482	549490	0	2774	4072
Derav KPAH(*)	1054	8675	143500	0	1036	1780
%KPAH	36.6	38.6	26.1	ERR	37.3	43.7
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 5 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 : 3.11.93
 Lab.kode : AEX 1
 Jobb nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 25.1.94
 Analytiker : Brg

1: ASP8 0-2cm
 2:
 3:
 4:
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	251					
2-M-Naf.	121					
1-M-Naf.	104					
Bifenyl	60					
2,6-Dimetylnaftalen	68					
Acenaftylen	79					
Acenaften	412					
2,3,5-Trimetylnaftalen	38					
Fluoren	229					
Fenantren	2250					
Antracen	467					
1-Metylfenantren	277					
Fluoranten	8100					
Pyren	7100					
Benz(a)antracen*	3200					
Chrysen/trifenylen	3800					
Benzo(b)fluoranten*	6500					
Benzo(j,k)fluoranten*	3200					
Benzo(e)pyren	3800					
Benzo(a)pyren*	5700					
Perylen	1500					
Ind.(1,2,3cd)pyren*	3900					
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	620					
Benzo(ghi)perylen	3500					
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	55276					
Derav KPAH(*)	23120					
%KPAH	41.8					
%Tørrstoff						

* 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 : 23.9.93
 Lab.kode : YKY 19-24
 Jobb nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 17.1.94
 Analytiker : Brg

1: BRE01A
 2: FLO01A
 3: FLO03A
 4: HAU01A
 5: SAN01A
 6: SAN02A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen		178	26	i.a		
2-M-Naf.	11	62	39	i.a	16	
1-M-Naf.			32	i.a	12	
Bifenyl		39	6	20	9	7
2,6-Dimetylnaftalen			29	44		
Acenaftalen		21	6	45	17	19
Acenaften		57	82	138	15	
2,3,5-Trimetylnaftalen			14			
Fluoren		42	60	57	8	7
Fenantren		310	638	1016	69	66
Antracen		91	178	226	25	21
1-Metylfenantren		68	110	178	22	21
Fluoranten		571	1200	2142	154	149
Pyren		407	841	1746	135	131
Benz(a)antracen*		375	738	1296	95	122
Chrysen/trifenylene		390	623	1231	121	126
Benzo(b)fluoranten*	9	522	814	1741	175	201
Benzo(j,k)fluoranten*		228	303	642	65	85
Benzo(e)pyren	5	266	397	880	102	126
Benzo(a)pyren*	15	340	579	1217	106	125
Perylen		95	143	292	44	43
Ind.(1,2,3cd)pyren*	37	397	663	1527	125	166
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)		76	97	228	27	30
Benzo(ghi)perylene	26	297	463	1132	106	127
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	103	4832	8081	15798	1448	1572
Derav KPAH(*)	61	1938	3194	6651	593	729
%KPAH	59.2	40.1	39.5	42.1	41.0	46.4
%Tørrstoff						

i.a.-ikke analysert

Deteksjonsgrense 5 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 : 23.9.93
 Lab.kode : YKY 25-30
 Jobb nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 2.2.94
 Analytiker : Brg

1: STA 01A
 2: STA 03A
 3: STA 06B
 4: EGE 01A
 5: EGE 03A
 6: FAR 01A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	52	68	117	50	95	820
2-M-Naf.	41	34	122	26	33	460
1-M-Naf.	30	27	87	18	30	300
Bifenyl	18	11	38	6	10	82
2,6-Dimetylnaftalen	35	29	26	12	21	83
Acenaftalen	160	39	10	21	50	22
Acenaften	80	219	188	10	58	1865
2,3,5-Trimetylnaftalen	11	7		8	14	25
Fluoren	52	126	115	22	91	970
Fenantren	486	1420	585	205	940	8270
Antracen	160	378	49	48	325	1445
1-Metylfenantren	115	162	25	42	190	590
Fluoranten	1280	2350	510	500	2090	15400
Pyren	1070	1630	305	460	1860	12800
Benz(a)antracen*	1250	1330	185	273	1140	7600
Chrysen/trifenylen	1040	1145	220	93	1340	10900
Benzo(b)fluoranten*	1930	1410	190	530	1440	10200
Benzo(j,k)fluoranten*	750	520	72	203	640	6000
Benzo(e)pyren	880	665	96	320	795	6000
Benzo(a)pyren*	1470	1010	125	322	1097	9700
Perylen	360	255	28	127	505	2870
Ind. (1,2,3cd)pyren*	1660	1100	70	306	785	1490
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	233	170	16	43	113	1490
Benzo(ghi)perylene	1210	780	57	307	795	8400
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	14373	14885	3236	3952	14457	107782
Derav KPAH(*)	7293	5540	658	1677	5215	36480
%KPAH	50.7	37.2	20.3	42.4	36.1	33.8
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 5 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 : 23.9.93
 Lab.kode : YKY 31-36
 Jobb nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 2.2.94
 Analytiker : Brg

1: FAR 02A
 2: MAN 01A
 3: MAN 02B
 4: LIL 02A
 5: LIL 03A
 6: GRI 01A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	77	53	51	56	51	60
2-M-Naf.	56	30	22	48	30	28
1-M-Naf.	62	21	16	35	26	20
Bifenyl	16	35	12	7	8	
2,6-Dimetylnaftalen	35	9	7	17	21	6
Acenaftylen	40	7	9	10	21	5
Acenaften	160	16	22	17	32	28
2,3,5-Trimetylnaftalen	38	5	5	12	23	
Fluoren	195	19	23	23	57	22
Fenantren	2300	145	238	255	560	120
Antracen	410	20	51	44	140	19
1-Metylfenantren	410	22	41	56	108	18
Fluoranten	4250	310	540	595	995	235
Pyren	3560	235	450	525	880	190
Benz(a)antracen*	2100	155	312	321	573	139
Chrysen/trifenylen	2400	212	349	389	610	178
Benzo(b)fluoranten*	2460	345	455	578	735	242
Benzo(j,k)fluoranten*	1100	120	169	220	290	91
Benzo(e)pyren	1360	240	258	350	470	148
Benzo(a)pyren*	2100	190	315	388	630	155
Perylen	490	145	178	88	138	80
Ind.(1,2,3cd)pyren*	1600	236	255	210	389	119
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	245	40	39	48	70	21
Benzo(ghi)perylen	1600	265	259	347	420	124
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	27064	2875	4076	4639	7277	2048
Derav KPAH(*)	9605	1086	1545	1765	2687	767
%KPAH	35.5	37.8	37.9	38.0	36.9	37.5
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 5 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 : 23.9.93
 Lab.kode : YKY 37-43
 Jobb nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 2.2.94
 Analytiker : Brg

1: GRI 02A
 2: ARE 01A
 3: ARE 02A
 4: RIS 01A
 5: RIS 02A
 6: KRA 01A
 7: KRA 02A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
Naftalen	130	131	430	50	80	145	143
2-M-Naf.	72	97	180	23	50	75	85
1-M-Naf.	55	83	155	14	45	47	65
Bifenyl	32	23	108		8	20	20
2,6-Dimetylnaftalen	26	50	73	6	30	22	42
Acenaftalen	31	48	76	5	37	25	58
Acenaften	117	108	104		60	28	103
2,3,5-Trimetylnaftalen	22	34	40		31	8	34
Fluoren	118	150	146	9	112	36	157
Fenantren	1000	1420	1600	80	1180	440	1860
Antracen	460	301	376	14	250	76	420
1-Metylfenantren	278	209	254	15	200	71	285
Fluoranten	3695	2570	2980	230	2325	1130	4385
Pyren	3170	2120	2640	179	1870	940	3710
Benz(a)antracen*	1840	1310	1490	100	1110	579	2190
Chrysen/trifenylen	1800	1380	1730	137	1140	690	2510
Benzo(b)fluoranten*	2325	1855	2370	227	1305	1230	3110
Benzo(j,k)fluoranten*	940	770	970	81	560	480	1440
Benzo(e)pyren	1375	1080	1450	129	750	685	1740
Benzo(a)pyren*	1950	1480	1860	120	1100	760	2490
Perylen	450	347	440	29	258	184	625
Ind.(1,2,3cd)pyren*	1360	1100	1590	140	745	865	2140
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	202	162	220	22	110	103	282
Benzo(ghi)perylene	1350	1100	1660	136	745	860	2184
Coronen							
Dibenzopyrener*							
SUM	22798	17928	22942	1746	14101	9499	30078
Derav KPAH(*)	8617	6677	8500	690	4930	4017	11652
%KPAH	37.8	37.2	37.0	39.5	35.0	42.3	38.7
%Tørrstoff							

Deteksjonsgrense 5 ug/kg

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

Sum av * utgjør KPAH.

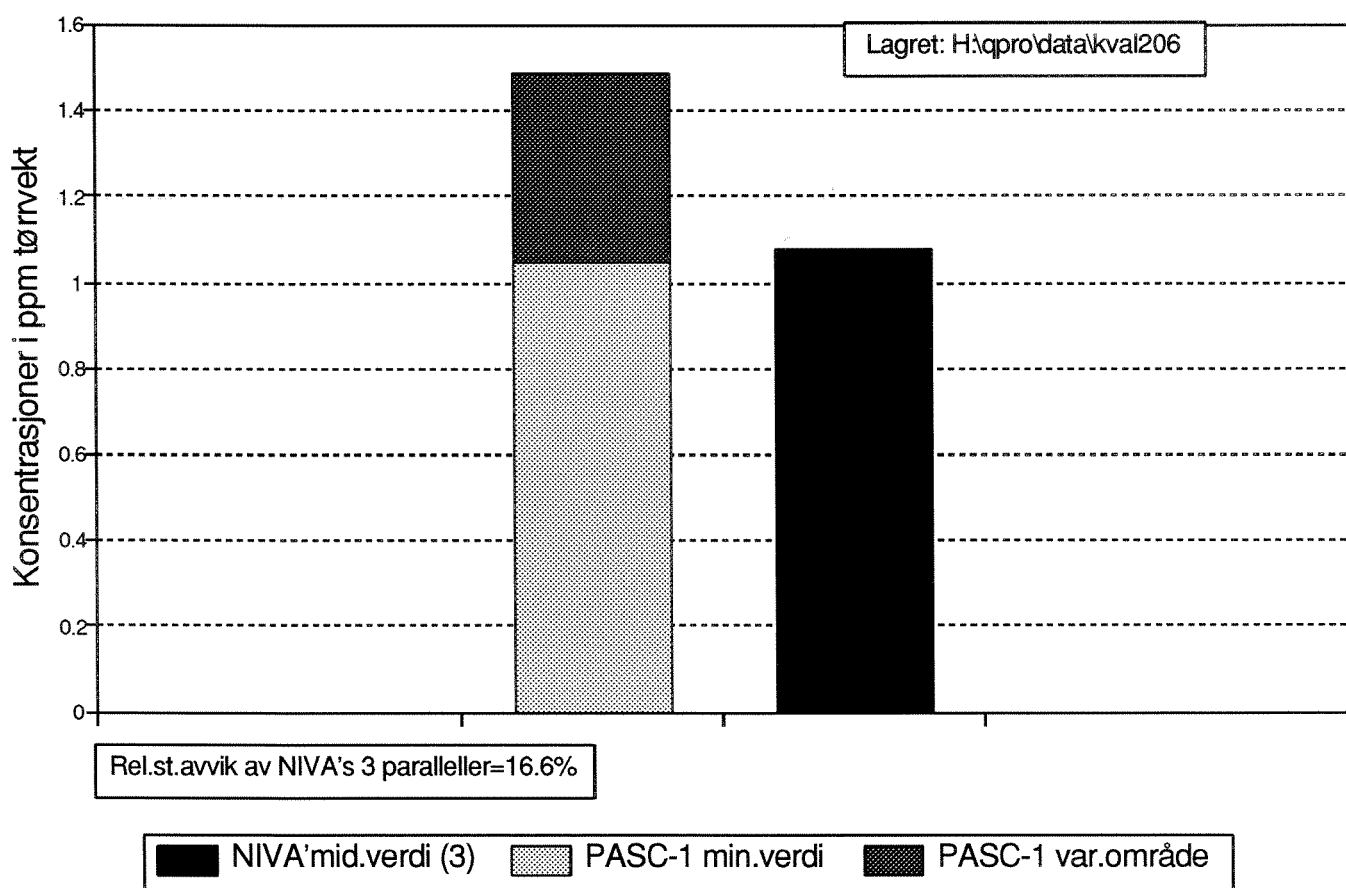
1) Bare (a,h)-isomeren.

Tributyltinn, TBT.

Ved TBT-analysene oppsluttes først biologisk materiale eller sediment med konsentrert HCl. Prøvene ekstraheres så med organisik 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
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.9.93
 Lab.kode : YKY
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 24.6.94
 Analytiker : Brg

- 1: NAR 01A 0-2 cm
- 2: BOD 02A 0-2 cm
- 3: BOD 03A 0-2 cm
- 4: SAS 01A 0-2 cm
- 5: SAS 02A 0-2 cm
- 6: SAS 03A 0-2 cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
TBT	<5	5	5	8	92	2570

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.9.93
 Lab.kode : YKY
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 24.6.94
 Analytiker : Brg

- 1: BRØ 02A 0-2 cm
- 2: NAM 04A 0-2 cm
- 3: TRO 02A 0-2 cm
- 4: TRO 04A 0-2 cm
- 5: KRI 01A 0-2 cm
- 6: FLO 03A 0-2 cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
TBT	10	<5	15	60	75	12

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.9.93
 Lab.kode : YKY
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 24.6.94
 Analytiker : Brg

- 1: STA 03A 0-2 cm
- 2: EGE 03A 0-2 cm
- 3: FAR 02A 0-2 cm
- 4: MAN 02B 0-2 cm
- 5: LIL 03A 0-2 cm
- 6: KRA 02A 0-2 cm
- 7: SAN 01A 0-2 cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
TBT	83	42	10	103	8	284	23

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 23.9.94
 Lab.kode :
 Jobb.nr. : 93/183
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 24.6.94
 Analytiker : Brg

- 1: KRI 03B 0-2 cm
- 2: MOL 02B 0-2 cm
- 3: MÅL 01A 0-2 cm
- 4: HAU 02A 0-2 cm
- 5: STA 02B 0-2 cm
- 6: GRI 03B 0-2 cm
- 7: ARE 03B 0-2 cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
TBT	17	<5	8	1266	55	12	22

Norsk Institutt for Vannforskning
Postboks 173 Kjeldsås
0411 OSLO

Tromsø, 14.02.94

ANALYSE AV SEDIMENTER

For NIVA:


Oppdragsnummer: 0-93177
Prosjektnavn: SOND-SFT
Saksbehandler: Roger Konieczny
Kontaktperson: Heidi Østby
NIVA-kode: YKY 1-43

For Unilab Analyse AS:

Prøver mottatt: 11.11.93
Antall prøver: 42
Analyseres m.h.p. : Totalt hydrokarbon innhold (THC)
Kontaktperson/ansvarshavende:
Evy Jørgensen

Vedlagt oversendes analyseresultatene på de innsendte sedimentprøvene samt en beskrivelse av de benyttede analysemetodene.

Med vennlig hilsen


Evy Jørgensen
Faglig leder/dr.scient

Analyse av sedimenter

Prøvepreparering.

Prøvene ble tint i kjøleskap natta over og deretter homogenisert med en metall skje.

Tørrstoff

Ca 5-15 g av den homogeniserte prøven ble veid inn nøyaktig og tørket i varmeskap til konstant vekt (104° C i et døgn). Etter avkjøling i eksikator, ble prøvene veid igjen. Tørrstoff er så beskrevet ved tørrvekt/våtvekt.

Opparbeiding

Ca 15-25 g av den homogeniserte prøven ble veid nøyaktig inn og tilsatt en blanding av metanol (100 ml) og kalium hydroksid (3 g) sammen med koksteiner. Prøven ble refluxert i 1.5 t, avkjølt og tilsatt 20 ml destillert vann. Ved filtrering ble kolben og filteret skylt med 2x10 ml metanol. De løste hydrokarbonene ble ekstrahert med 2x25 ml pentan i 2x10 min. Pentanfraksjonene ble så oppkonsentrert og renset på Bond-Elute fast fase ekstraksjons kolonne (Varian SI 1210-2037) med 3x2ml pentan Uvasol før eluatet ble oppkonsentrert, overført til vial, dampet forsiktig inn og tilsatt 100 µl heksan Uvasol.

Prøveoppbevaring

Prøvene lagres mørkt og ved ca -20° C dersom de ikke opparbeides/analyseres samme dag.

Ekstern standard

Som ekstern standard for de kvantitative analysene ble Esso Marine Special olje brukt. Standard kurve for THC analysene ble oppnådd ved GC/FID-analyse av den eksterne standarden som var renset på samme måte som sediment prøvene.

Instrumentering - instrumentparametre

- GC/FID: Chrompack CP9000 med
- splitless injektor
 - autosamper Chrompack Automatec Liquid Sampler Model 911
 - Chrompack Control og PCI-integrasjonssystem

Instrumentparametre

- GC-kolonne: CP-Sil 8 CB, 25 m, 0.32 mm ID og 0.25 µm filmtykkelse
- Bæregass: H₂, 3.7 ml/min
- Splittless injeksjon
- Injektortemperatur: 280° C
- Detektortemperatur: 280° C
- Injeksjon 1 ml, splitløs i 60 s
- GC-temperaturprogram:
55° C i 3 min - 20° C/min - 100° C i 0 min - 8° C/min - 170° C i 0 min - 20° C/min - 280° C i 10 min.

Autosampler betingelser:

- Fillstroke: 3
- Clean mode: 4
- Inj/vial: 1
- Fast inj: 0
- Air plug: 0
- Front: 1

Kvalitetskontroll

Alle kjemikalier som er brukt er av p.a. eller kromatografi kvalitet og er ellers i overensstemmelse med spesifikasjoner referert i Anon, 1982.

For kontroll av nøyaktighet og reproduserbarhet er tre prøver av ikke-kontaminert sediment tilsatt kjente mengder av standard olje og deretter opparbeid og analysert for totalt hydrokarbon innhold. Gjenvinningen er 97 ± 4 %. Reproduserbarheten av analysene er videre bekreftet ved fire parallelle prøver fra samme sediment.

Instrumentets stabilitet og respons ble sjekket daglig og minst etter hver 20. prøve ved analyse av kontroll-løsninger med kjente mengder hydrokarboner. Under hele opparbeidingsperioden ble blindprøver opparbeidet og analysert for kontroll av eventuell kontaminering.

Anon., 1982. Manual and Guides No.11. The determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO.

TOTALT HYDROKARBONINNHOLD (THC) I SEDIMENTPRØVER

Her følger resultat fra analyse av THC i sedimentprøver.

Resultat:

Prøve	Nr.	Dyp	mg THC/ kg tørt sediment
BRØ	02 B	0-2 cm	21,0
MOL	01 B		21,8
BRE	01 B		7,40
LIL	02 B		40,3
	03 B		59,4
GRI	01 B		52,5
	02 B		128
KRA	01 B		198
	02 B		380
NAR	01B		10,6
	02B		29,6
NAM	02 B		14,3
	03 B		12,4
	04 B		36,1
MÅL	02 B		127
SAN	01 B		303
	02 B		54,1
EGE	01 B		425
	03 B		498
FAR	01 B		120
	02 B		37,0
ARE	01 B		161
	02 B		297
RIS	01 B		531
	02 B		33,8
BOD	02 B		204
	03 B		264
SAS	01 B		104
	02 B		108
	03 B		130
TRO	02 B		192
	03 B		24,4
	04 B		1160
KRI	01 B		1095
	02 B		805
FLO	01 B		549
	03 B		135
HAU	01 B		402
STA	01 B		513
	03 B		352
	06 A		24,3
MAN	01 B		136
	02 A		55,9

Tokt logg

En forkortet oversikt over datotidspunkter for de viktigste hendelsene under feltarbeidet i perioden 25. august til 15. september 1993. For mer detaljerte angivelser av tidspunkter som f. eks. GPS posisjonsavlesninger jfr. vedleggstabell 1.

Dato	Tid	
930825	09:30 09:30 13:00 21:00	Ankomst "M/S Stril Guard", Bodø havn. Mobilisering og klargjøring utstyr ombord . Avgang Bodø havn. Ankomst Svolvær havn, ikke prøver.
930826	08:00 20:00 20:15	Avgang Svolvær havn. Ankomst Narvik havn. Start innsamling sediment, 3 stasjoner.
930827	08:00 09:30 19:00 19:20 19:30	Start innsamling organismer, 2 stasjoner. Avgang Narvik havn. Ankomst Bodø havn. Start innsamling organismer, 1 stasjon.. Start innsamling sediment, 3 stasjoner.
930828	06:00 19:15 19:30 19:45	Avgang Bodø havn. Ankomst Sandnessjøen havn. Start innsamling organismer, 3 stasjoner. Start innsamling sedimenter, 3 stasjoner.
930829	07:30 13:30 13:50 15:00 16:30 20:30	Avgang Sandnessjøen havn. Ankomst Brønnøysund havn. Start innsamling sedimenter, 2 stasjoner. Start innsamling organismer, 2 stasjoner. Avgang Brønnøysund havn. Ankomst Rørvik havn, ikke prøver.
930830	07:15 10:45 10:50 12:15	Avgang Rørvik havn. Ankomst Namsos havn. Start innsamling sedimenter, 4 stasjoner. Start innsamling organismer, 1 stasjon.
930831	04:50 19:00 19:10 19:15	Avgang Namsos havn. Ankomst Trondheim havn. Start innsamling organismer, 1 stasjon. Start innsamling sedimenter, 4 stasjoner.
930901	08:30 09:00 24:00	Avgang Trondheim havn. Bunkring Trolla, Trondheim. Ankomst Kristiansund havn.
930902	08:15 08:30 10:15 14:45 14:55 15:05 19:45	Start innsamling organismer, 2 stasjoner. Start innsamling sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Kristiansund havn. Ankomst Molde havn. Start innsamling, organismer 1 stasjon. Start innsamling, sedimenter 2 stasjoner. Ankomst Ålesund havn.

Dato	Tid	
930903	08:15 08:30 13:30 17:30 18:30 20:00 22:00	Start innsamling, organismer, 2 stasjoner. Start innsamling, sedimenter, 1 stasjoner. Avgang Ålesund havn. Ankomst Syvdsfjorden, sedimenter UiO. Avgang Syvdsfjorden Passerte Statt, NW stiv kuling. Ankomst Måløy havn.
930904	08:15 08:40 10:00 12:50 13:00 13:05 13:25 14:50 15:00 18:00	Start innsamling, organismer, 2 stasjoner. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Måløy havn. Ankomst Bremanger-området. Start innsamling, organismer, 2 stasjoner. Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang Bremanger-området. Ankomst Florø havn. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner. Start innsamling, organismer, 3 stasjoner.
930905	08:00 14:00 17:00 18:00 21:40	Avgang Florø havn. Passerte Mongstad. Ankomst Nordaasvannet, Bergen, sedimenter UiO. Avgang Bergens-området. Ankomst Hunsnes, Hardangerfjorden, ikke prøver.
930906	08:00 17:30	Avgang Hunsnes. Ankomst Odda havn, ikke prøver.
930907	06:00 19:00 19:45	Avgang Odda havn. Ankomst Espevær. Start innsamling, organismer, 2 stasjoner (ref.).
930908	06:30 09:00 09:20 09:45 11:00 11:30 12:00 13:00 15:15 18:00 20:00	Avgang Espevær. Ankomst Haugesund havn. Start innsamling, organismer, 3 stasjoner. Start innsamling, sedimenter, 2 stasjoner. Avgang Haugesund havn. Start innsamling, organismer, 2 stasjoner (ref.). Ankomst Koppervik. Avgang Koppervik. Ankomst Stavanger havn, rep. av båt - stand by. Start innsamling, organismer, 4 stasjoner. Start innsamling, organismer, 1 stasjon (Sandnes havn).
930909	07:00 08:15 08:25 09:35 10:25 10:45 13:00 13:50 19:15 19:25 19:30	Avgang Stavanger havn. Ankomst Sandnes havn. Start innsamling, sedimenter, 2 stasjoner. Avgang Sandnes havn. Retur Stavanger havn. Start innsamling, sedimenter, 5 stasjoner. Ekstra sediment stasjon Dusavika, Stavanger. Avgang Stavanger havn. Ankomst Egersund havn. Start innsamling, organismer, 1 stasjon. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner.

Dato	Tid	
930910	06:00 11:15 12:20 12:30	Avgang Egersund havn. Ankomst Farsund havn. Start innsamling, organismer, 1 stasjon. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner.
930911	06:30 08:30 09:00 11:30 12:00 12:10 13:20 16:00 16:10	Avgang Farsund havn. Ankomst Grønnefjorden, sedimenter UiO. Avgang Grønnefjorden. Ankomst Mandal havn. Start innsamling, organismer, 1 stasjon. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Mandal havn. Ankomst Kristiansand havn. Prøvetaking Fergetkaia, 5 stasjoner.
930912	07:00 09:15 09:25 09:30 10:10 11:15 11:20 11:35 12:30 13:40 13:45 13:50 14:40 17:00 17:25	Avgang Kristiansand havn. Ankomst Lillesand havn. Start innsamling, organismer, 1 stasjon. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Lillesand havn. Ankomst Grimstad havn. Start innsamling, organismer, 1 stasjon. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Grimstad havn. Ankomst Arendal havn. Start innsamling, organismer, 1 stasjon. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Arendal havn. Ankomst Risør Havn. Start innsamling, sedimenter, 2 stasjoner.
930913	07:15 08:40 09:55 10:00 10:05 11:00 12:40 12:50 14:20 17:00 21:30	Start innsamling, organismer, 1 stasjon. Avgang Risør havn. Ankomst Kragerø havn. Start innsamling organismer, 1 stasjon. Start innsamling sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Kragerø havn. Ankomst Rongsfjorden, sediment UiO. Ankomst Langesundsområdet (ref.). Avgang Langesund. Passerte Færder fyr, Oslofjorden. Ankomst Holmestrand
930914	07:30 10:30 12:20 19:35 23:50	Avgang Holmestrand havn, via Mølen Ankomst Drammen havn Start prøvetaking Drammen Avgang Drammen havn Ankomst Oslo havn, via MFS og Gressholmen.
930915	08:00 16:00	Start demobilisering Tokt avsluttet

NIVA 

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2780-6