



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 588/94

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Sonderende undersøkelser
i norske havner og utvalgte
kystområder

FASE 2

Miljøgifter i sedimenter på strekningen Stavern - Hvitsten



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-93177	Undernr.:
Løpenr.: 3365	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: SONDERENDE UNDERSØKELSER I NORSKE HAVNER OG UTVALGTE KYSTOMRÅDER. Fase 2: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Stavern-Hvitsten. Overvåkingsrapport nr. 588/94, TA nr. 1160/1994	Dato: 04/12/95	Trykket: NIVA 1995
Forfatter(e): Roger M. Konieczny Anette Juliussen	Faggruppe: Marinøkologi	Geografisk område: Vestfold, Østfold, Akershus
	Antall sider: 109	Opplag: 150

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

Ekstrakt: Det er foretatt orienterende sedimentanalyser mht. innhold av miljøgifter i 15 havne- og kystområder på strekningen Stavern havn - Hvitsten i Oslofjorden. 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. Sandefjordfjorden ble høyt prioritert og en utvidet undersøkelse ble utført her. Ut fra resultatene og med støtte i enkelte eldre data anbefales prioritering av videre undersøkelser i havnene Sandefjord, Horten, Moss og Hvitstenområdet. De nye undersøkelsene bør være kildeorienterte og omfatte undersøkelser av organismer. Undersøkelsene anses mangelfulle i Indre Mefjorden og Tønsbergfjorden, slik at oppfølgende undersøkelser her bør gis tilsvarende høy prioritet. På sikt bør utvidete undersøkelser også gjennomføres i Vrengensundet og Holmestrand havn, men disse gis foreløpig lavere prioritet. Overflatesedimentene på de resterende lokaliteter var kun moderat eller lite forurenset.

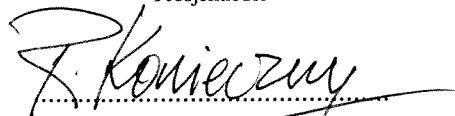
4 emneord, norske

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

4 emneord, engelske

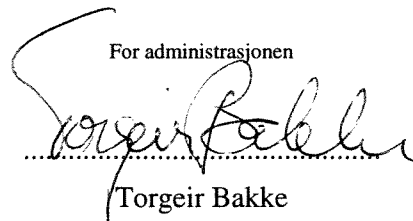
1. Micropollutants
2. Marine sediments
3. Environmental quality status
4. Coast of Norway

Prosjektleder



Roger M. Konieczny

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2781-4

Norsk institutt for vannforskning

O-93177

**SONDERENDE UNDERSØKELSER
I NORSKE HAVNER OG UTVALGTE KYSTOMRÅDER.
Fase 2:
Miljøgifter i sedimenter på strekningen
Stavern-Hvitsten**

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Roger M. Konieczny
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 2; strekningen Stavern havn - Hvitsten i Oslofjorden ble oversendt Statens forurensningstilsyn (SFT) januar 1994.

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

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

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

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

Oslo, den 4 desember, 1995



Roger M. Konieczny
Prosjektleder

Innhold

Forord.....	3
1. SAMMENDRAG.....	6
2. INNLEDNING.....	10
2.1. Bakgrunn.....	10
2.2. Målsetting.....	10
3. MATERIALE OG METODER.....	11
3.1. Feltarbeid.....	11
3.2. Analysemetodikk.....	12
3.3. Klassifisering av sedimenter.....	13
4. RESULTATER OG DISKUSJON.....	15
4.1. Stavern havn.....	15
4.1.1. Miljøgifter i sedimenter.....	15
4.1.2. Tidligere undersøkelser.....	16
4.1.3. Potensielle forurensningskilder.....	16
4.1.4. Tilstand og vurdering.....	17
4.2. Viksfjorden.....	17
4.2.1. Miljøgifter i sedimenter.....	17
4.2.2. Potensielle forurensningskilder.....	18
4.2.3. Tilstand og vurdering.....	18
4.3. Sandefjord havn.....	18
4.3.1. Miljøgifter i sedimenter.....	18
4.3.2. Tidligere undersøkelser.....	21
4.3.3. Potensielle forurensningskilder.....	21
4.3.4. Tilstand og vurdering.....	21
4.4. Mefjorden.....	22
4.4.1. Miljøgifter i sedimenter.....	22
4.4.2. Potensielle forurensningskilder.....	23
4.4.3. Tilstand og vurdering.....	23
4.5. Vrengensundet.....	23
4.5.1. Miljøgifter i sedimenter.....	23
4.5.2. Potensielle forurensningskilder.....	25
4.5.3. Tilstand og vurdering.....	25
4.6. Bolærne-området.....	25
4.6.1. Miljøgifter i sedimenter.....	25
4.6.2. Potensielle forurensningskilder.....	27
4.6.3. Tilstand og vurdering.....	27
4.7. Tønsberg havn.....	27
4.7.1. Miljøgifter i sedimenter.....	28
4.7.2. Potensielle forurensningskilder.....	29
4.7.3. Tilstand og vurdering.....	29
4.8. Valløy-området.....	30
4.8.1. Miljøgifter i sedimenter.....	30
4.8.2. Tidligere undersøkelser.....	31
4.8.3. Potensielle forurensningskilder.....	31
4.8.4. Tilstand og vurdering.....	32

4.9. Åsgårdstrand havn.....	32
4.9.1. Miljøgifter i sedimenter.....	32
4.9.2. Potensielle forurensningskilder.....	33
4.9.3. Tilstand og vurdering.....	33
4.10. Holmestrand havn.....	34
4.10.1. Miljøgifter i sedimenter.....	34
4.10.2. Tidligere undersøkelser.....	35
4.10.3. Potensielle forurensningskilder.....	36
4.10.4. Tilstand og vurdering.....	36
4.11. Horten havn.....	36
4.11.1. Miljøgifter i sedimenter.....	37
4.11.2. Tidligere undersøkelser.....	40
4.11.3. Potensielle kilder.....	40
4.11.4. Tilstand og vurdering.....	40
4.12. Moss havn.....	41
4.12.1. Miljøgifter i sedimenter.....	41
4.12.2. Potensielle kilder.....	43
4.12.3. Tilstand og vurdering.....	43
4.13. Kambo-området.....	44
4.13.1. Miljøgifter i sedimenter.....	44
4.13.2. Tidligere undersøkelser.....	45
4.13.3. Potensielle kilder.....	45
4.13.4. Tilstand og vurdering.....	46
4.14. Son havn.....	46
4.14.1. Miljøgifter i sedimenter.....	46
4.14.2. Potensielle kilder.....	47
4.14.3. Tilstand og vurdering.....	48
4.15. Hvitsten-området.....	48
4.15.1. Miljøgifter i sedimenter.....	48
4.15.2. Tidligere undersøkelser.....	49
4.15.3. Potensielle kilder.....	50
4.15.4. Tilstand og vurdering.....	50
5. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER.....	50
5.1. Tungmetaller.....	50
5.2. TBT.....	51
5.3. PAH.....	51
5.4. PCB.....	53
5.5. DDT og andre klororganiske forbindelser.....	55
5.6. THC.....	56
6. LITTERATURHENVISNINGER.....	57
VEDLEGGSTABELLER.....	62
VEDLEGGFIGURER.....	72
VEDLEGG.....	81

1. SAMMENDRAG

Det er utført orienterende miljøgiftundersøkelser av overflatesedimenter (1-12 stasjoner og 0-2 cm sedimentnivå) i totalt 15 havner, fjorder og kystområder fra Stavern til Hvitsten i Oslofjorden. Analysene omtalt i rapporten omfatter følgende parametere og samlegrupper:

- Metaller; kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn), nikkel (Ni), krom (Cr) og arsen (As).
- Kongenerspesifikke polyklorerte bifenyler (PCB IUPAC nr.); #28, #52, #101, #105, #118, #138, #153, #156, #180, #209 og beregnet total PCB.
- Andre persistente klororganiske forbindelser; penta- og heksaklorbenzen (5CB og HCB), oktaklorstyren (OCS), α - og γ -heksaklorsykloheksan (α -HCH og γ -HCH/Lindan) og sum diklorfenyltriklorethan 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 (potensielt kreftfremkallende komponenter) og sum di-og heterosykliske forbindelser.
- Total mengde hydrokarboner (THC); uttrykker oljemengder eller summen av upolare forbindelser.

Gjennomgående synes ikke metallinnholdet i overflatesedimentene langs denne del av kysten å være særlig fremtredende. Dog ble det observert markert forhøyede konsentrasjoner av Hg og/eller Cd (>1 mg/kg tørrvekt) tilsvarende nedre del av tilstandsklasse III (Rygg og Thélín 1993b) i:

- Sandefjord, Holmestrand, Horten og Moss.

Forekomstene av de resterende undersøkte metaller var forholdsvis lave, men det ble observert sammenfallende og noe høyere konsentrasjoner av Cu, Zn og/eller Pb i sedimentene utenfor skipsverftene i de samme fire havner. Basert på dette forhold knyttes derfor metallforurensningen i de fire nevnte havner til lokal skipsindustri (veft, slipper, båtbyggerier, sandblåsing etc.).

I tillegg antas det at den generelle havnetrafikken og kommunal kloakk bidrar til forurensningen. Dette utelukker dog ikke forurensende bidrag som følge av avrenning fra forurenset grunn og utslipp fra annen industri, men slike tilførsler er trolig av underordnet betydning når det gjelder metaller.

Forekomstene av TBT i et utvalg av sedimentprøver, en miljøgift som knyttes direkte til skipsverft og båttrafikk, viste god samvariasjon med metallene. På følgene 4 av de i alt 15 lokalitetene ble det registrert TBT-konsentrasjoner på ca. 100-2000 μ g/kg tørrvekt (stigende rekkefølge) :

- Holmestrand, Horten, Sandefjord og Moss.

Svakt forhøyede TBT-konsentrasjoner (15-50 μ g/kg tørrvekt) ble observert i Tønsberg, Stavern og Vrengensundet, mens resterende havner viste lave forekomster i intervallet 1-10 μ g/kg tørrvekt.

Forekomstene av PAH i overflatesedimentene var klart mer fremtredende enn tungmetallene i denne undersøkelsen. Konsentrasjonene for total PAH varierte mellom ca. 0.3 mg/kg (antatt bakgrunnsnivå) til mer enn 52 mg/kg tørrvekt. Følgende havner og lokaliteter hadde betydelige forekomster av PAH i overflatesedimentene (>6 mg/kg) tilsvarende tilstandsklasse IV eller høyere:

- Stavern, Sandefjord, Horten og Moss.

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

- Vrengensundet, Holmestrand og Kambo-området.

Omkring 85% av PAH-forekomstene var rent forbrenningsrelaterte med mer enn 30% KPAH-andeler. De resterende 15% av prøvene viste hovedsakelig et forbrenningsavledet opphav til PAH, men med en noe høyere andel av di-/heterosykliske forbindelser.

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 varierende omdanning i det marine miljø kan gjøre 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.

Totalt sett inneholdt 35% av prøvene de lavaromatiske forbindelsene naftalen, 1-metylnaftalen og/eller 2-metylnaftalen blant de 10-12 hovedkomponentene i PAH-sammensetningen. Disse prøvene var samtidig rike på forbindelsene fenantren og benzo(a)antracen noe som antyder at forekomsten også kan inneholde en del uforbrent koks, kullstøv e.l.

I Moss indre havn synes sedimentene å skille seg fra de andre prøvene ved sitt høye innhold av antracen og acenaftylene, sammen med fenantren og benzo(a)antracen. Dette indikerer en forekomst av f.eks. steinkull eller steinkulltjære i sedimentene som kan stamme fra et tidligere gassverk. Ingen av de undersøkte prøvene synes i særlig grad å være oljepåvirket, muligens med unntak av prøven fra det ytre havneområdet i Horten.

En av de mest alvorlige forurensningene i havnesedimentene langs kysten av Vestfold, Østfold og sydlig del av Akershus var innholdet av PCB. Fra de beregnede total PCB-konsentrasjonene indikerte sedimentene tilstandsklasse IV-V eller mer enn 100 µg/kg tørrvekt i:

- Sandefjordsfjorden, Vrengensundet og Horten havn

I følgende havner og kystavsnitt ble det registrert tilstandsklasse III i overflatesedimentene:

- Stavern, Holmestrand, Moss, samt Kambo- og Hvitsten-området.

Ut fra profilene tyder kongener-sammensetningen i PCB-forekomsten på at det er kommersielle PCB-blandinger tilsvarende typen Aroclor 1254 som har vært mest brukt. Med få unntak forekom innslag av denne i alle prøver, hvor PCB lot seg kvantifisere. Kun enkeltstasjoner i Sandefjordsfjorden og Hvitsten, inneholdt kun Aroclor 1260. I flere av de mest forurensede havnene opptrådte både Aroclor 1254 og 1260 sammen.

Dette forhold kan enten skyldes flere kilder eller at begge blandinger inngår samtidig i en rekke produkter. Lokalt i Horten, Tønsberg og Moss (ytre havn), ble den lavklorerte varianten som tilsvarer Aroclor 1242 observert, men i blanding med de mer høyklorerte typene.

Det ble funnet spor av DDT i to tredeler av prøvene (66%) i denne undersøkelsen. De markert høyeste konsentrasjonene på ca. 8-30 µg/kg tørrvekt eller 15-60 ganger overkonsentrasjoner, ble observert i indre deler av:

- Sandefjordsfjorden og moderat relativ anrikning i Tønsberg, Holmestrand, Horten og Mossesundet.

Til tross for klare variasjoner i DDT-nivåene i undersøkelsesområdet, kan det synes som om det er en sammenheng mellom disse og de målte konsentrasjoner av sum PCB-7. Det vil si at anrikning av DDT i sedimentene i stor grad følger anrikning av PCB. Tilførsler av DDT til havnebassengene i dag dreier seg derfor neppe om primære punktkilder, men skjer hovedsakelig via vassdrag og generell avrenning fra forurenset grunn lokalt.

Av andre persistente klororganiske forbindelser viste ingen av disse nevneverdige nivåer i sedimentene utover enkeltforekomster av HCB i størrelsesordenen 1-4 µg/kg tørrvekt (kfr. vedlegg 2).

Forekomstene av oljehydrokarboner var gjennomgående langt lavere enn hva som normalt observeres i trafikkerte havneområder langs kysten. Det vil si at nærmere 60% av de undersøkte prøvene inneholdt mindre enn 50 mgTHC/kg tørrvekt. Unntaksvise THC-konsentrasjoner i størrelsesordenen 100-300 mg/kg tørrvekt ble målt i:

- Sandefjordsfjorden og Moss havn

Oljeforurensningen i overflatesedimenter i de undersøkte deler av Vestfold, Østfold og syd i Akershus fylke, synes ikke å utgjøre noen vesentlig belastning. Likevel er nivåene så pass høye enkelte steder at dette kan ha betydning som transportmedium for andre langt mer alvorlige miljøgifter.

På bakgrunn av de fremkomne resultater 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 tidligere 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 svært begrenset, slik at en ytterligere kartlegging kan være aktuelt før området kan karakteriseres som uforurenset.

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

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

Sandefjordfjorden*, Horten* og Moss havn, samt Hvitsten-området*.

- 2. prioritet - Generelt markert til sterk forurensning av metaller og organiske miljøgifter.**
Videre kartlegging av sedimenter og nivåer i organismer bør gjennomføres på sikt:

Vrengensundet og Holmestrand havn.

- 3. prioritet - Generelt moderat forurensning eller høyt nivå av enkelte miljøgifter.**
Videre kartlegging av sedimenter kan vurderes:

Stavern havn, Kambo-området* og Tønsberg havn.

- 4. prioritet - Ingen, liten eller ubetydelig forurensning av miljøgifter.**
Videre undersøkelser synes foreløpig ikke nødvendig:

Ytre deler av Viksfjorden og Mefjorden, områdene Bolærne og Valløy*, samt Åsgårdsstrand og Son havn.

Da omfanget av undersøkelsen ble noe redusert av naturgitte årsaker, bl.a. isforhold, anses den mangelfull i **Tønsbergfjorden/Tønsberg havn** og **Indre Mefjorden**. Det anbefales at også disse lokaliteter gis høyeste prioritet mht. gjennomføring av nye basisundersøkelser, før den endelig prioriteringen av oppfølging settes.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn

I forbindelse med "Handlingsplanen for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter" og senere arbeidet med en statusrapport over miljøgiftsituasjonen i forurensede marine sedimenter i Norge (Konieczny 1994b) ble det konstatert at miljøgiftdataene er mangelfulle. Det var et klart behov for å supplere dette datagrunnlaget, spesielt i mange havneområder langs kysten. Det Statlige program for forurensningsovervåking og enkelte spesialundersøkelser som har pågått i mange belastede resipienter har dekket en begrenset del av behovet for sedimentdata. Overvåkingsprogrammet ble derfor utvidet i perioden 1992-1994 med noen større kartleggingsundersøkelser i bl.a. Indre Oslofjorden med Oslo havn (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 resurser. 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 (Konieczny og Juliussen 1995).

Sonderende undersøkelser - Fase 2 er en fortsettelse av Fase 1 i 1993 og omfatter 15 lokaliteter på kyststrekningen Stavern havn til Hvitsten i Oslofjorden. Rapporten omhandler kun den orienterende kartlegging av bunnsedimenter. Om Sandefjordsfjorden er det utarbeidet en egen rapport, men utvalgte data inkluderes her for sammenlikning (jfr. Konieczny og Juliussen 1994).

2.2. Målsetting

Hovedmålsettingen med denne undersøkelsen var:

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

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

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Feltarbeid

Innsamlingen av prøvematerialet ble gjennomført med F/F Trygve Braarud og personell fra NIVA med start i Stavern den 7. mars og avsluttet i Oslo den 14. mars 1994 (vedlegg 6).

Valget av lokaliteter som skulle inngå i undersøkelsen var gjort på forhånd, men omfanget av prøvetakingen (antall prøveasjoner, sedimentnivåer, plassering mm.) ble avgjort skjønnsmessig underveis. Dette var avhengig av lokalitetens størrelse, potensielle forurensningskilder, lokal hydrografi, bunnsedimentenes tilgjengelighet og beskaffenhet. Det ble antatt at en dekning på 2-4 strategisk plasserte stasjoner på hver lokalitet normalt skulle være tilstrekkelige i en orienterende undersøkelse. Hver lokalitet ble gitt en navnekode på tre bokstaver og de enkelte stasjoner et nummer (jfr. vedleggstabell 1-2, vedleggsfigur 1-9).

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 ikke lar seg beskrive dypere enn maksimalt 30 cm. Alt materiale ble umiddelbart frosset ned etter uttak for senere opparbeiding og miljøgiftanalyser.

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

3.2. Analysemetodikk

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

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

Analysemetoden for PCB fokuserer på de antatt 7 viktigste/vanligste av de 209 enkeltforbindelsene (PCB-kongener) som teoretisk kan være til stede (Ballschmiter et al. 1989). De 7 kongener omfatter PCB IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 (Ballschmiter og Zell 1980, Ballschmiter et al. 1989, Ahlborg et al. 1992). Summen av disse 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 Klungesøyr 1990, Bjerknes et al. 1992). Martinsen et al. (1991) foreslår total PCB = 1.5 x PCB-7 som faktor 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 (Berge 1991, Knutzen og Green 1995). Det er ikke klarlagt om forholdstallet kan brukes for sediment. Likevel er det valgt å multiplisere PCB-7-verdiene med 2 (middelverdien av de ovennevnte) som en antatt verdi for sediment. 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 i noen tilfeller 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 35 prøver for analyse mht. sedimentenes innholdet av tributyltinn (TBT). Analysemetodikk er kortfattet gjengitt i vedlegg 4.

Analyse av THC er en kvantifisering av totalmengden oljehydrokarboner som avgrensnes av ulike kokepunktområder og omfatter kun de upolare forbindelsene i prøvematerialet. Metodikk for opparbeidning 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.

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	①②
Bly-Pb	20 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	①②
Kadmium-Cd	0.2 ± 0.05 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	①②
Kobber-Cu	25 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	①②
Krom-Cr	50 ± 20 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	①②
Kvikksølv-Hg	0.1 ± 0.05 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	①②
Nikkel-Ni	20 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	①②
Sink-Zn	100 ± 50 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	①②
THC	5-10 mg/kg t.v.	Bakgrunnsnivå i Nordsjøen	③
ΣPAH	<300 µg/kg t.v.		①②
B(a)P	<10 µg/kg t.v.	Normalt 3-5% av sum PAH	①②
Tot. PCB	<5 µg/kg t.v.		①②
5CB*	<0.5 µg/kg t.v.	Som for HCB	④
HCB	<0.5 µg/kg t.v.		①②
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 sedimenter 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

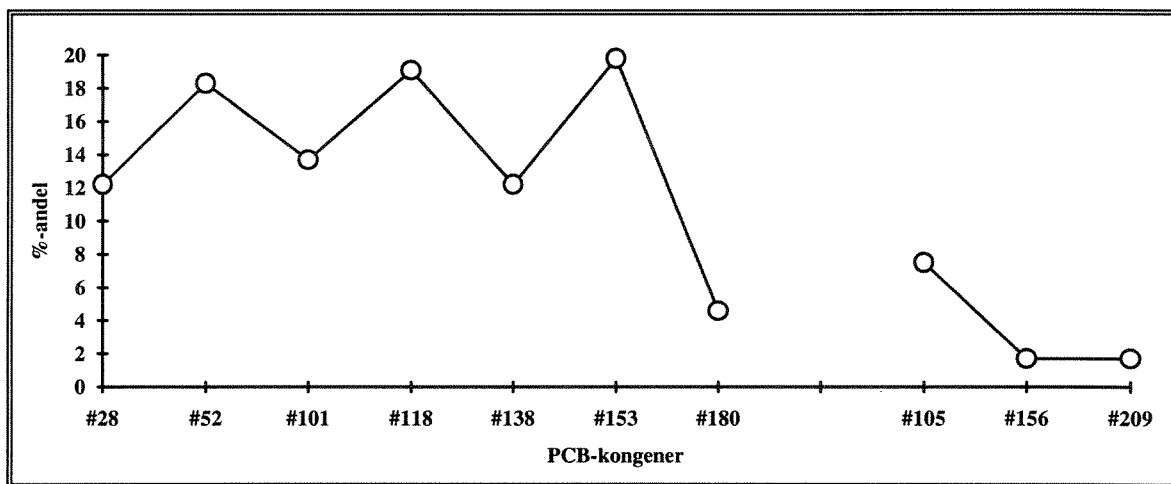
4.1. Stavern havn

Stavern havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 1. Det ble analysert tre overflateprøver (0-2 cm) fra lokaliteten, en (STV01) fra hovedhavnen nordvest for Stavernsøya, en (STV02) fra området utenfor moloen til småbåthavna ved Agnes og en (STV03) i indre havn (Norges sjøkartverk 1993). Stasjonene STV01 og STV02 ble benyttet videre i undersøkelsen. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.1.1. Miljøgifter i sedimenter

Konsentrasjonene av tungmetaller i overflatesedimentene var lave og under antatte bakgrunnsnivåer i begge prøver (vedlegg 1). Dog var verdiene for de respektive metaller høyere (ca. 2-6 ganger) i hovedhavnen (STV01) enn indre småbåthavn.

Forekomst av PCB ble kun registrert i STV01 og beregnet konsentrasjon av total PCB var lavt dvs. 26.2 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Nivået representerer omkring 5 ganger overkonsentrasjon. Den lave konsentrasjonen gir en noe uklar PCB-profil (figur 1), men antyder tilstedeværelsen av forholdsvis høyklorert PCB, vesentlig penta- og heksaklorerte kongener og sammensetningen likner noe den kommersielle varianten Aroclor 1254.

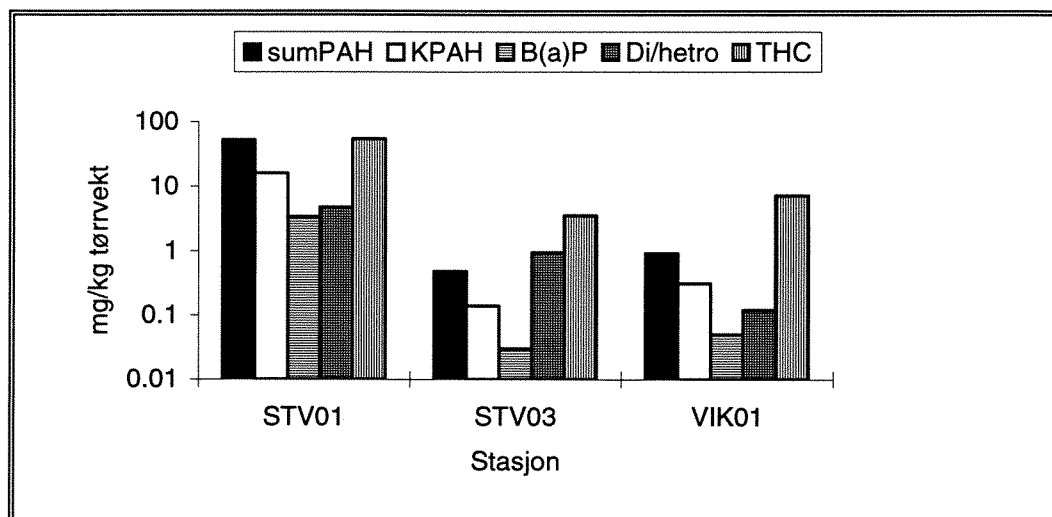


Figur 1. PCB-profilen i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Stavern havn, 1994. Profilen indikerer mulig tilstedeværelse av Aroclor 1254.

Det ble målt 0.6 µg/kg tørrvekt av DDT i prøven som er omkring normalnivået (vedlegg 2). Andre klororganiske komponenter ble ikke registrert over deteksjonsgrensen for enkeltkomponenter (dg = 0.5 µg/kg tørrvekt).

Derimot var PAH-konsentrasjonene i prøven fra hovedhavnen (STV01) svært høy, mens prøven fra båthavnen (STV03) var motsvarende lav og kun like over bakgrunnsnivået. I hovedhavnen ble det målt

52.4 mg/kg tørrvekt for sum PAH og dette tilsvarer ca. 175 ganger det antatte bakgrunnsnivået (vedlegg 3). Begge prøver var dominert av fluoranten og innehold omkring 30% KPAH (figur 2). Andelen av B(a)P var 6-7% i prøvene, mens innholdet av di-/heterosykliske forbindelser var hhv. 9% og 20% (høyest i STV03). Normalt ville slike sammensetninger peke i retning av forbrenningsavledet opphav med svak oljepåvirkning, men de lave konsentrasjonene av THC 3-54 mg/kg tørrvekt (lavest i STV03) avkrefter dette (kfr. vedlegg 5). Fra dette og den øvrige sammensetningen tyder PAH-forekomsten i Stavern havn på innhold av en høy andel uforbrente kullpartikler.



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

Det ble registrert en TBT-konsentrasjon på 19 µg/kg tørrvekt i overflateprøven fra hovedhavnen (STV01), som anses å være forholdsvis moderat, mens konsentrasjonen i STV03 ikke overskred deteksjonsgransen på 1 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4).

4.1.2. Tidligere undersøkelser

Det ikke tidligere utført miljøgiftundersøkelser i selve havneområdet i Stavern. Det ble gjennomført en omfattende undersøkelse av bunnforholdene i Larviksfjorden i 1989-90. Analyser av overflatesedimentene (0-2 cm) mht. utvalgte tungmetaller, PCB og PAH (jfr. tabell 3). Av relevante data kan nevnes svakt forhøyede verdier (tilstandsklasse II) for Hg, PCB og PAH på stasjon 13 øst for Risøya som ligger i nærområdet til Stavern havn (Miljøplan 1990).

4.1.3. Potensielle forurensningskilder

Stavern havn ligger i området nordvest for Stavernsøya på vestsiden av innløpet til Larviksfjorden. Havnen deles i et nordlig og et sørlig basseng adskilt av Risøya. Sedimentene er generelt noe grove noe som tyder på god strøm i havnen, men det danner seg ofte bakevjer ved rutebåtkaien (Norges

sjøkartverk 1993). Det finnes en del åpenbare forurensningskilder til det sørlige havnebassenget. Her ligger Stavern sentrum med industri, rutebåtkai, småbåthavner, mekanisk verksted med slipp, 2 bunkringsanlegg og Bukta kommunale fylling som var i bruk fra 1940-1985 (NGU 1990). Fyllingen kan tenkes å inneholde spesialavfall. Mot nord og i utkanten av Stavern ligger Agnes trevarefabrikker og en privat småbåthavn som potensielt kan bidra med diffuse forurensningstilførsler.

4.1.4. Tilstand og vurdering

Resultatene fra Stavern havn peker i retning av at forurensningssituasjonen er tilfredsstillende og begrenser seg til lokale forekomster av PAH tilsvarende forurensningsgrad 5. De svakt forhøyede konsentrasjonene av PCB og TBT viser at miljøgifter likevel er i omløp i området (tabell 3). Totalt sett synes miljøgiftnivåene å gi grunnlag for å nedprioritere videre undersøkelser. Dog kan det på sikt være aktuelt å lokalisere kildene til PAH i havnebassenget.

Tabell 3. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Stavern havn og Larviksfjorden, 1990-1994.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Stavern havn														
Denne undersøkelsen	2	2	2	1	1	1	1	1	3	2	1	5	3	2
Risøya, st.13														
Miljøplan A/S 1990	2	1	1	1	1	-	1	-	2	-	1	2	-	-

4.2. Viksfjorden

Viksfjorden med prøvestasjonen er vist i vedleggsfigur 2. Det ble analysert kun en overflateprøve (0-2 cm) fra sundet nordvest for Malmøya (VIK01). Det var planlagt å legge stasjoner lenger inn i fjordsystemet, men det lot seg ikke gjøre på grunn av de rådende isforhold under feltarbeidet. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.2.1. Miljøgifter i sedimenter

Konsentrasjonene av tungmetaller overskred ikke grenseverdiene for de antatt bakgrunnsnivåer i sedimentprøven fra Viksfjorden (vedlegg 1) og klororganiske forbindelser lot seg ikke kvantifisere over deteksjonsgrensen på 0.5 µg/kg (vedlegg 2).

Derimot ble det funnet omkring 3 ganger overkonsentrasjon for sum PAH i prøven eller ca. 1 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3). Prøven var dominert av fluoranten og KPAH-andelene var på 34%. Videre var innholdet av benzo(a)pyren på 6%, og andelen di-/heterosykliske forbindelser på 13%. Den mengdemessige sammensetningen av profilen var noe lik det som ble observert i Stavern havn (kfr. figur 2). Derfor antas PAH-forekomsten å ha et forbrenningsavledet opphav med et mindre innslag av uforbrent kull. Dette understøttes til dels også av de beskjedne konsentrasjonen av olje (THC) som lå omkring bakgrunnsnivået (vedlegg 5).

Det ble registrert en TBT-konsentrasjon på 3 µg/kg tørrvekt som tilsvarer øvre grense for det foreslåtte bakgrunnsnivå (vedlegg 4). Det er ikke tidligere gjort undersøkelser i selve Viksfjorden utover undersøkelsene i de tilstøtende deler av Larviksfjorden (Kfr. kapittel 4.1.2 og Miljøplan 1990).

4.2.2. Potensielle forurensningskilder

Det er finnes ingen åpenbare forurensningskilder i de aktuelle deler av fjorden, utover det som måtte bli tilført fra den generelle skipstrafikken og langtransport fra tilstøtende områder.

4.2.3. Tilstand og vurdering

På bakgrunn av de nye orienterende resultater (tabell 4) anses ytre deler av Viksfjorden å være uforurenset og det er ikke nødvendig med ytterligere undersøkelser av sedimentene her. Imidlertid kan indre deler av fjorden inkluderes dersom det blir funnet aktuelt å videreføre overvåkingsundersøkelser i Larviksfjorden.

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

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

4.3. Sandefjord havn

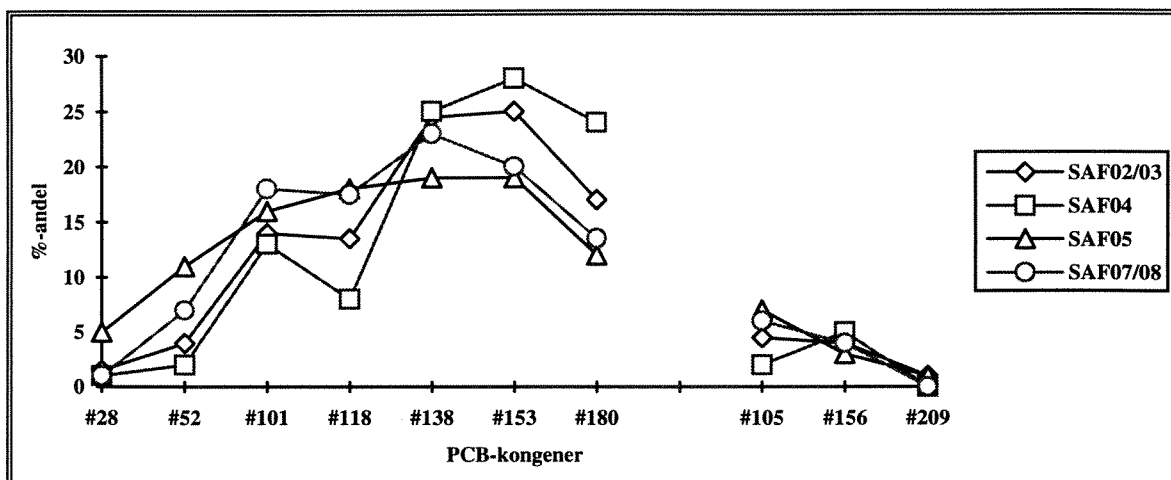
Sandefjord havn og Sandefjordsfjorden med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 3. Det ble totalt analysert 12 overflateprøver (0-2 cm) fra hele fjordområdet (SAF01-12). Resultater fra undersøkelsen er tidligere presentert i Konieczny og Juliussen (1994). Det ble derfor valgt å kort kommentere og illustrere resultatene i dette kapittel (jfr. også vedleggstabellene 1-3).

4.3.1. Miljøgifter i sedimenter

Den totale tungmetallforurensningen i fjorden var relativt sett beskjeden og antydnet fra tilnærmet uforurenset til moderate forurensningsgrader. Dog ble det registrert forhøyede verdier Hg, Cu og Pb enkelte steder (vedlegg 1). Mest markert var forekomsten av Hg, som var høyest i Kamfjordkilen (3 mg/kg tørrvekt), og videre med moderate konsentrasjoner utover i hele fjordens lengde. Pb og Cu opptrådte i forholdsvis jevnt høye konsentrasjoner innenfor Tranga, hvor Cu synes å være knyttet til Framnes mekaniske verksted (Konieczny og Juliussen 1994).

Forekomstene av beregnet total PCB i Sandefjordsfjorden lå i intervallet ca. 2-690 µg/kg tørrvekt. Profilene for et utvalg prøver som inneholdt mer enn 200 µg/kg tørrvekt er vist i figur 3. Alle prøvene stammer fra området mellom Tranga og Framnes mekaniske verksted, med unntak av SAF05 som ble tatt inne i Kamfjordkilen (indre havnebasseng). Profilsammensetningen antyder som tidligere diskutert tre mulige punktkilder (Konieczny og Juliussen 1994).

Ytterpunktene er en mulig tilførselskilde knyttet til Kamfjordkilen (SAF05) av typen Aroclor 1254 og en knyttet til området utenfor Pronova og Jotun fabrikker (SAF04) av typen Aroclor 1260. Forekomstene omkring Framnes (SAF07 og 08) likner Aroclor 1254 varianten og det ble tidligere antydnet at skipsverftet kunne være en separat punktkilde. Dette anses nå som noe usikkert og trolig indikerer profilene i indre havn snarere en blandet tilførsel fra hele området mellom verftet og indre deler av Kamfjordkilen. Forekomstene i akkumulasjonsområdet ned mot Tranga synes å inneholde en blanding av Aroclor 1254 og 1260.

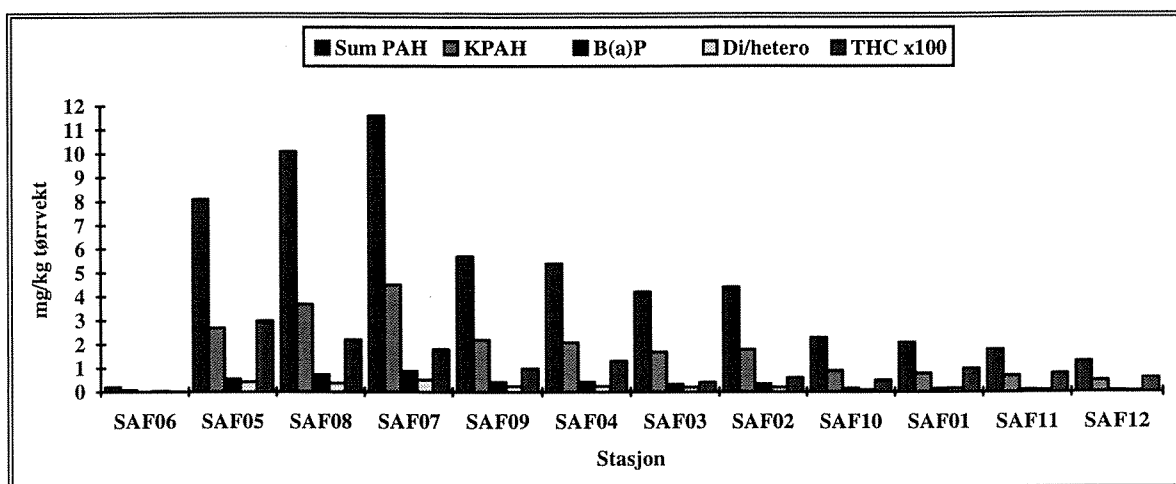


Figur 3. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjord havn og Sandefjordsfjorden, 1994. Profilene indikerer tilstedeværelse av både Aroclor 1254 og 1260, individuelt og i blanding.

Det ble også registrert forholdsvis høye konsentrasjoner av sum DDT i sedimentene innefor Tranga, fra ca. 8-30 µg/kg tørrvekt, noe som representerer nivåer opptil 60 ganger overkonsentrasjon. Det ble antatt at den tilsynelatende tilknytningen av DDT til skipsverftet var lite trolig (Konieczny og Juliussen 1994), men det foreligger informasjon om at DDT kan ha vært blandet inn i skipsmaling i tidligere tider. Andre klororganiske forbindelser ble kun sporadisk observert (vedlegg 2).

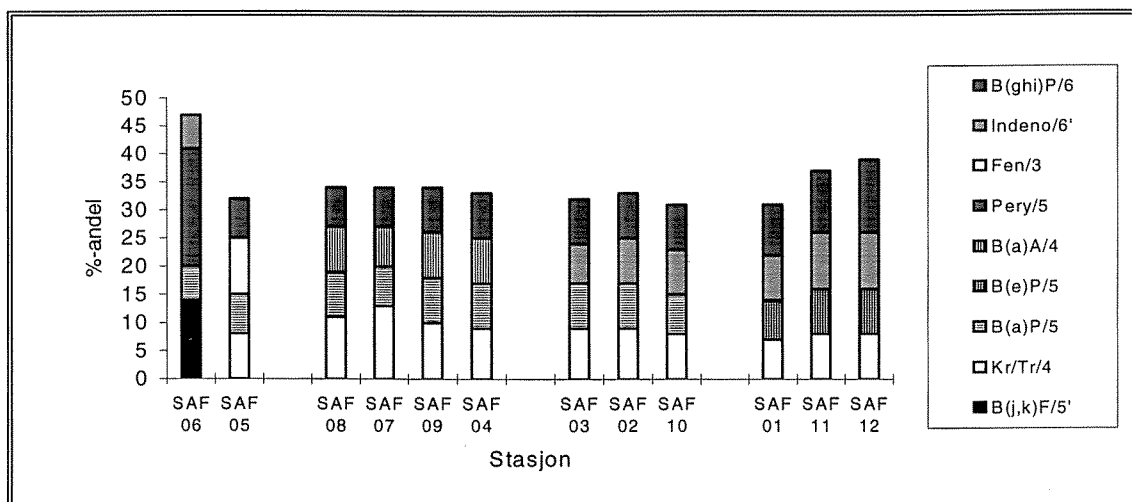
Forekomstene av PAH i Sandefjordsfjorden er relativt detaljert beskrevet i Konieczny og Juliussen (1994), men ble ikke knyttet opp mot mulige kilder. Totalt sett var det høye PAH-konsentrasjoner i hele fjordens lengde, med KPAH-andeler på 34-42% (vedlegg 3 og figur 4; kun illustrativ). I hovedsak synes PAH-forekomstene å ha et forbrenningsavledet opphav. Dette stemmer også bra med de moderate forekomsten av olje i sedimentprøvene (vedlegg 5).

Ved å studere profilsammensetningene noe mer detaljert dvs. fordelingen av de 7 dominerende forbindelsene, fremkommer det enkelte klare mønstre. Profilen funnet i SAF06 var klart avvikende i sammensetningen i forholdet til resterende prøver og samtidig noe usikker pga. sum PAH under bakgrunnsnivå. Den lave verdien har trolig sammenheng med det grovt sediment på stasjonen (kraftig energipåvirkning/propellersosjon). Likevel tyder det på at forekomsten har samme opphav som i resten av fjorden, men diskuteres ikke nærmere.



Figur 4. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC (fra venstre til høyre) gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjord havn og Sandefjordsfjorden, 1994. Merk! konsentrasjonsangivelse for THC og stasjonsrekkefølge i økende avstand fra indre havn.

Betraktes "ringformelene" (antall og type ringer i forbindelsene) kan det ses at molekylvekten øker og nøkkelforbindelsene endres utover fjorden. På SAF05 er sammensetningen 3-4'-4-4-5'-5-6 og preges av fenantren, men er ellers lik resterende prøver. I området mellom SAF08 og SAF04 er sammensetningen 4'-4-4-4-5'-5-6 og her er fenantren byttet ut med en 4-rings forbindelsen benzo(a)anthracen. Både fenantren og benzo(a)anthracen er knyttet til kullforekomster, slik at sedimentene nord for Pronova/Jotun fabrikker kan være påvirket av uforbrennte kullpartikler.



Figur 5. PAH-profiler for sedimenter i Sandefjordsfjorden 1994, basert på de 7 mest dominerende forbindelsene. Fellesforbindelser i alle prøvene; fluoranten, pyren og benzo(b)fluoranten er utelatt. Merk! tallene øverst i figuren refererer til ringstrukturen til forbindelsen.

Alle prøver syd for dette området har sammensetningen 4'-4-4-5'-5-6'-6, men det er et skifte fra B(a)P til B(e)P omtrent ved Tranga mellom SAF10 og SAF01 (figur 5).

De reelle kildetilknytningene er foreløpig ikke kjent, men det kan tenkes at det finnes kun en hovedkilde (alternativt sammensatt kilde) f. eks. i indre havneområde. De små forskjeller som er observert kan ha sammenheng med spredning av PAH og oppholdstiden i økende avstand fra denne kilden og utover fjorden

Forekomstene av TBT i overflatesedimentene var gjennomgående svært høye og høyest i området rett utenfor Framnes mekaniske verksted. Her ble det målt fra omkring 1000-1400 µg/kg tørrvekt og er i samme størrelsesorden som målt i utenfor skipsverftet i Haugesund (Konieczny og Juliussen 1995).

4.3.2. Tidligere undersøkelser

Tidligere undersøkelser av miljøgifter i sedimenter i Sandefjord havn, Sandefjordsfjorden og tilstøtende sjøområder er oppsummert i Konieczny og Juliussen (1994). Disse begrenser seg til et fåtall undersøkelser med varierende målsetning, men lokalt ble det observert kraftig forhøyede konsentrasjoner for enkelte miljøgifter (jfr. tabell 5, samt Skagestad 1975, Gulliksen 1991, Jenssen et al. 1992 og Løkken 1993).

4.3.3. Potensielle forurensningskilder

Det finnes totalt 26 områder i kategoriene kommunale fyllplasser (10), industrifyllinger (4) og forurenset grunn (12) omkring Sandefjordsfjorden og tilstøtende områder. Flere av disse har vært benyttet gjennom etterkrigsårene og frem til i dag. Mange av disse ligger i nærområdet til sjøen eller har avrenning til sjø via vassdrag. En av de viktigste er Kastet fyllplass innerst i Mefjord. Fyllingen her inneholder store mengder spesialavfall fra en rekke leverandører spesielt på 1970-tallet (malingsrester, polyester, polystyren, tungolje, spillolje, cyanidholdig væske osv.). Før Kastet ble tatt i bruk var Kilen avfallsplass frem til 1962, mottaker av samme type avfall, bl.a. fra Jotun Fabrikker og Framnes mekaniske verksted. Jotun Fabrikker har da også vært en av hovedleverandørene til fyllingene. Ved siden av dette har det vært et kokslager i byen og drevet utstrakt skraphandelvirksomhet, galvanisering, sandblåsing mm. og i området rundt fjorden (NGU 1989).

Framnes mekaniske verksted som trolig var skandinavias største skipsverft i perioden 1945-1970, anses som en potensiell bidragsyter til primær forurensning selve havneområdet. Dette har ført til utstrakt trafikk i fjorden som i tillegg har stor ferge- og småbåttrafikk (Norges sjøkartverk 1993).

4.3.4. Tilstand og vurdering

Ut fra den samlede vurdering av både tidligere og nye data fremstår forurensningssituasjonen i Sandefjordsfjorden, spesielt de indre deler, som alvorlig. Selv om det er foretatt få undersøkelser vertikalt i sedimentene, tyder de sparsomme data på at forurensningstilførslene har pågått over tid. Spesielt gjelder dette metaller, men trolig også enkelte organiske komponenter. Flere potensielt forurensende virksomheter (primærkilder), tilsig fra gamle deponier, stor trafikk og oppvirvling av sjøbunnen, mudring osv. (sekundærkilder), har ledet til den situasjonen som avtegnes i Sandefjordsfjorden. Bl.a. er det innført kostholdsråd i fjorden.

Til tross for at sedimentene er rimelig godt undersøkt gjenstår det fortsatt å knytte forurensningene til kildene, slik at aktive og reaktiverte kilder i dag kan stoppes. Det anses derfor nødvendig med ytterligere og prioriterte undersøkelser i fjorden, både mht. sedimenter og organismer.

Tabell 5. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Sandefjord havn og Sandefjordsfjorden, 1975-1994.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Sandefjord havn Denne undersøkelsen	4	3	3	3	2	2	2	2	5	4	3	4	5	3
Sandefjord havn Skagestad 1975	-	4	4	3	2	2	1	-	5	-	-	-	-	4
Sandefjord havn Gulliksen 1991	3	3	3	3	2	-	-	-	-	-	-	5	-	-
M. Sandefjordsfj. Jenssen et al. 1992	-	3	3	2	2	2	3	-	5	-	-	-	-	-
Y. Sandefjordsfj. Løkken 1993	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

4.4. Mefjorden

Det var planlagt flere prøvestasjoner, men kun samlet en stasjon i ytre deler av Mefjorden (MEF01) på grunn av isforholdene i fjorden (vedleggsfigur 3). Det er forholdsvis lite strøm i fjordsystemet slik at den lett fryser til i vinterhalvåret (Norges sjøkarverk 1993). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.4.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble ikke registrert tungmetallkonsentrasjoner over bakgrunnsnivåene i sedimentprøven fra ytre deler av Mefjorden (Vedlegg 1).

Videre ble det målt en PCB-konsentrasjon på 2.3 µg/kg tørrvekt i prøven og kun 4 av de 10 kongenerene lot seg kvantifisere over deteksjonsgrensen på 0.5 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Ved å kompensere for verdier under deteksjonsgrensen (Clarke 1994) kan det totale innhold beregnes til ca. 7 µg/kg tørrvekt dvs. lik bakgrunnsnivået. Ved så lave konsentrasjoner har det ingen hensikt å illustrere forekomstens profil, da denne blir svært usikker. Det ble heller ikke funnet andre persistente klororganiske forbindelser i prøven.

PAH-forekomsten i prøven var også lav og under det antatte normalnivået for marine sedimenter. Dog antydte sammensetningen et forbrenningsavledet opphav, dominert av benzo(b,j,k)fluorantener og med en KPAH-andel på 46%. Videre var innholdet av B(a)P ca. 7% og summen di-/heterosykliske forbindelser 2% (vedlegg 3).

Heller ikke innholdet av TBT (vedlegg 4) eller olje/THC (vedlegg 5) oversteg de antatte bakgrunnsnivåene. Det foreligger ingen supplerende data mht. miljøgiftinnhold i sedimenter fra Mefjorden.

4.4.2. Potensielle forurensningskilder

Innerst i Mefjorden ligger den store avfallsfyllingen Kastet i nær kontakt og med avrenning til fjorden (jfr. for øvrig kapittel 4.3.3). Betydningen av eventuelle tilførsler derfra gjenstår det å få belyst. Utover dette kan fjordsystemet tenkes å bli tilført diffuse belastninger som følge av båttrafikk og generell avrenning.

4.4.3. Tilstand og vurdering

På bakgrunn av de foreliggende analysedata er ytre deler av Mefjorden uforurenset og krever ikke videre undersøkelser. Det er derimot fortsatt høyst aktuelt å undersøke de indre deler av fjordsystemet i tilknytning til det nevnte fyllplassområdet. Mefjorden gis i denne rapporten laveste prioritet mht. oppfølgenede undersøkelser, et forhold som må videre vurderes av myndighetene.

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

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

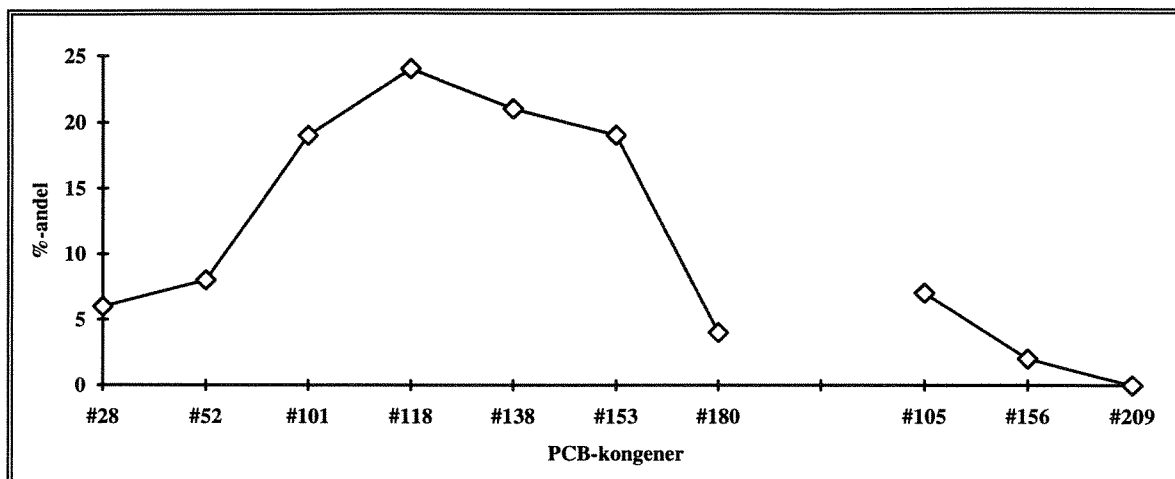
4.5. Vrengensundet

Det ble tatt en prøve (VRE01) fra overflatesedimentene sentralt i Vrengensundet (vedleggsfigur 4). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.5.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble kun observert svakt forhøyede konsentrasjoner i forhold til de antatte bakgrunnsnivåene for alle metallene i prøven, med unntak av As som ble målt under bakgrunnsnivå (vedlegg 1). Høyest var forekomsten av Hg og Pb med hhv. kun 3 og 2 ganger overkonsentrasjon.

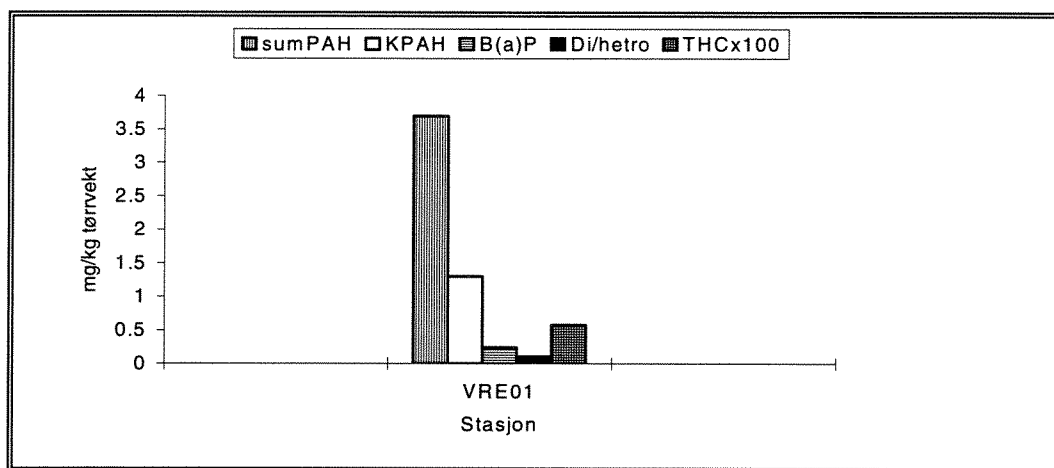
Derimot ble det funnet en meget høy konsentrasjon av PCB, beregnet til ca. 339 µg/kg tørrvekt. Dette representerer nærmere 68 ganger overkonsentrasjon i forhold til antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 2). PCB-profilen var forholdsvis høyklorert og antyder tilstedeværelse av den kommersielle PCB-typen Aroclor 1254 (figur 6).



Figur 6. PCB-profilen i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Vrengensundet, 1994. Profilen indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1254.

Av andre klororganiske komponenter var det kun p,p-DDD som lot seg kvantifisere. Forekomsten av p,p-DDE var maskert av en annen tilstedeværende forbindelse, slik at "sum DDT" da ble 2.5 µg/kg tørrvekt. (vedlegg 2).

Forekomsten av PAH i sedimentprøven var ca. 3.7 mg/kg tørrvekt og dominert av fluoranten og pyren (vedlegg 3). KPAH-innholdet var på 35% og B(a)P-andelen på 6%. Summen av di-/heterosykliske forbindelser var lav og ca. 3% (figur 7). PAH-profilen antyder i sin sammensetning på et rent forbrenningsavledet opphav. Antagelsen understøttes av sedimentprøvens beskjedne innhold av olje som var på 58 mgTHC/kg tørrvekt (vedlegg 5).



Figur 7. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Vrengensundet, 1994. Merk! konsentrasjonsangivelse for THC.

Forekomsten av TBT i sedimentprøven var moderat og på 15µg/kg tørrvekt (vedlegg 4). Nivået antas å utgjøre omkring 5 ganger overkonsentrasjon. Ut over denne undersøkelsen er det ikke tidligere utført analyser mht. miljøgifter i Vrengensundet.

4.5.2. Potensielle forurensningskilder

Vrengensundets beliggenhet mellom kommunene Nøtterøy og Tjøme er primært utsatt for belastende småbåttrafikk, særlig i sommerhalvåret. De to kommunene har til sammen 5 lokaliteter som har vært benyttet til avfallsdeponering. Ingen av disse har derimot direkte kontakt med den undersøkte lokaliteten, men øst i sundet ligger Forsvarets skole Mågerøy, hvor det er både forbrenningsanlegg og avfalldeponi. Videre ligger den kjemitekniske bedriften Kjemi-Service i nærområdet til den undersøkte stasjonen (NGU 1989).

4.5.3. Tilstand og vurdering

Totalt sett må sedimentene i de sentrale deler av Vrengensundet karakteriseres som markert til kraftig forurenset mht. organiske miljøgifter. I en særstilling står forekomsten av PCB som indikerer forurensningsgrad 5. I tillegg ble det registrert forekomster av DDT, TBT og PAH tilsvarende forurensningsgrad 3. Tungmetallforekomstene var derimot ubetydelige (tabell 7). Ut fra disse observasjoner og mulig eksistens av en lokal punktkilde for PCB, bør dette verifiseres gjennom en supplerende undersøkelse av sedimentene i området. Hovedmålsetningen må være å kartlegge influensområdet av punktkilden og samtidig eventuelle effekter på organismer. Forholdet bør gis forholdsvis høy prioritet.

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

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

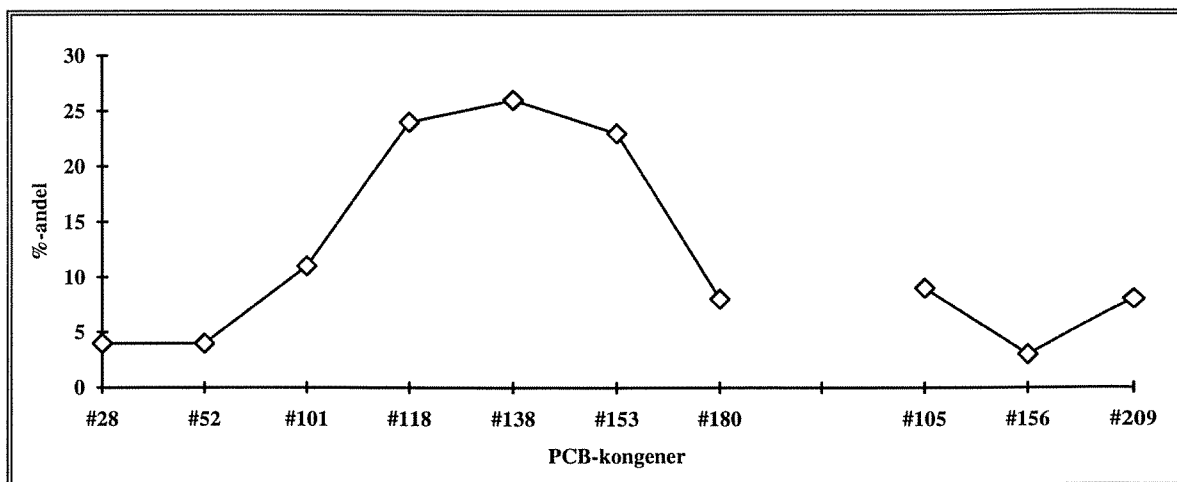
4.6. Bolærne-området

Det ble inkludert en orienterende sedimentprøve (BOL01) fra kystområdet nord-nordvest for øygruppen Bolærne (vedleggsfigur 4). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

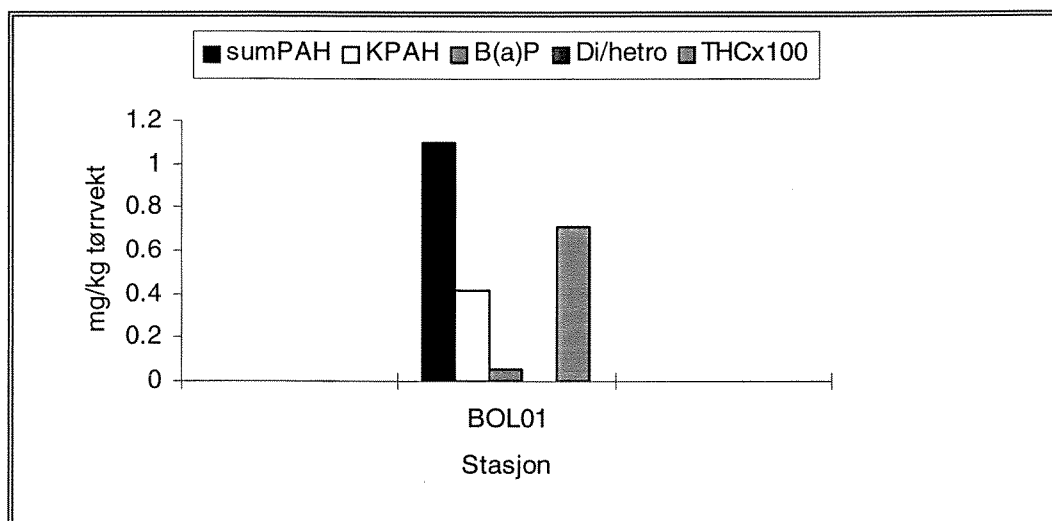
4.6.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble kun observert svakt forhøyede konsentrasjoner i forhold til bakgrunnsnivåene for alle metallene i prøven. Unntatt fra dette var Cd og As som lå under normalnivåene i marine sedimenter (vedlegg 1).

Forekomsten av PCB i sedimentene fra Bolærne må nærmest karakteriseres som ubetydelige. Sum PCB-7 var kun 5.7 µg/kg tørrvekt som gir en beregnet total PCB på ca. 12 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). Selv om dette i klassifikasjonssammenheng representerer et moderat forhøyet nivå, er konsentrasjonene for enkeltkongenerene så lave at PCB-profilene normalt blir upålitelige. Likevel kan det antydes en profil som likner den som ble observert i Vrengensundet og dermed mulig tilstedeværelse av typen Aroclor 1254 (figur 8). Andre klororganiske forbindelser begrenset seg til kun antatt bakgrunnsnivå for sum DDT (vedlegg 2).



Figur 8. PCB-profilen i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Bolærne-området, 1994. Profilen indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1254.



Figur 9. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Bolærneområdet, 1994. Merk! konsentrasjonsangivelse for THC.

Det ble funnet moderate mengder med PAH i sedimentene ved Bolærne dvs. at konsentrasjonen for sum PAH var litt i overkant av 1 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3).

Sammensetningen var dominert av den tunge komponenten benzo(ghi)perylene. KPAH-andelen var ca. 40% og B(a)P utgjorde ca. 6%. Under analysen gikk ekstraktet tørt og de flyktigste forbindelsen gikk tapt, slik at andelen di-/heterosykliske komponenter ikke kunne oppgis (figur 9). Men ut fra øvrig sammensetning (profil) antas ikke disse forbindelser å ha utgjort noen vesentlig andel. Totalt sett anses forekomsten å være forbrenningsavledet.

Forekomsten av olje i sedimentene var forholdsvis moderat og ble målt til 71 mgTHC/kg tørrvekt. Men til sammenlikning var konsentrasjonen høyere enn det som ble registrert både i Stavern, ytterst i Sandefjordsfjorden og i Vrengensundet og langt høyere enn Viksfjorden og Mefjorden (vedlegg 5).

Sedimentenes innhold av TBT var kun 4 µg/kg tørrvekt, som er like over det foreslåtte bakgrunnsnivå (vedlegg 4). Det er ikke foretatt tidligere miljøgiftundersøkelser i dette området utover mer generell regional overvåking i Ytre Oslofjord.

4.6.2. Potensielle forurensningskilder

Det antas at det ikke forekommer distinkte forurensningskilder eller særskilte forurensende aktiviteter i dette kystområdet. Eventuelle tilførsler kan dog komme fra diffuse belastning og/eller langtransport fra tilgrensende steder. Det må antas at båt- og skipstrafikken kan være en potensiell belastende faktor i et slikt kystområde.

4.6.3. Tilstand og vurdering

Totalt sett er sedimentene i området innefor Bolærne kun lite til svært moderat forurenset, ved at de fleste undersøkte miljøgiftene antydte forurensningsgrad 2 (tabell 8). Det synes ut fra de fremkomne resultater at det ikke er nødvendig å gjennomføre isolerte eller ytterligere miljøgiftundersøkelser lokalt i dette området. På sikt bør området inkluderes dersom det foretas mer regionale undersøkelser.

Tabell 8. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Bolærne-området, 1994.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Bolærne-området														
Denne undersøkelsen	2	1	2	2	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2

4.7. Tønsberg havn

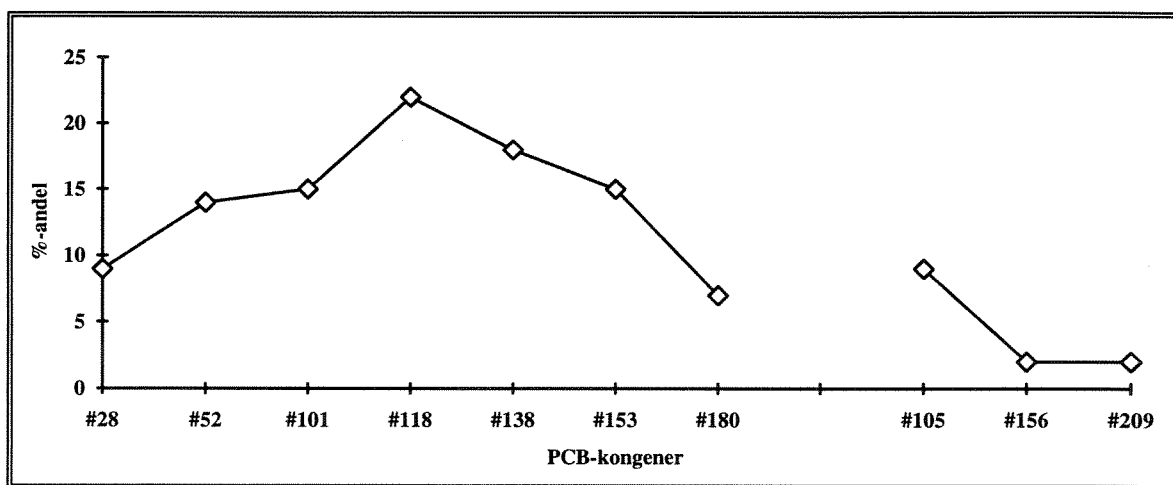
Det ble kun tatt en sedimentprøve fra området Træla (TØN01), vest for selve Tønsberg havn. Det var opprinnerlig planlagt flere stasjoner i Tønsbergfjorden, sentralt i havnebassenget og inne i Kilen (vedleggsfigur 4), men dette lot seg ikke gjøre pga. de rådende isforhold under feltarbeidet. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gitt i vedleggstabellene 1-3.

Det påpekes at resultatene derfor bør betraktes som lokale for Trælaområdet, fremfor å være gjeldende for hele Tønsberg havneområde.

4.7.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble kun observert svakt forhøyede konsentrasjoner i forhold til bakgrunnsnivåene for alle metallene i prøven. Unntatt fra dette var As (vedlegg 1). Høyest var forekomsten av Cu og Zn med ca. 1.5 ganger overkonsentrasjon.

Sedimentenes innhold av PCB var også moderat og omkring 23 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2). PCB-profilen var i utgangspunktet høyklorert og antydte tilstedeværelse av typen Aroclor 1254. Det må imidlertid bemerkes at også andelen lavklorerte kongenerer (tri- og tetraklorerte) var uvanlig høy, noe som kan indikere innslag av typen Aroclor 1242. Begge de kommersielle PCB-blandingene inneholder normalt kongeneren #105 (figur 10). Ut over dette ble det funnet 1.6 µg/kg tørrvekt for sum DDT blant de andre klororganiske forbindelsene som inngikk i analysene.

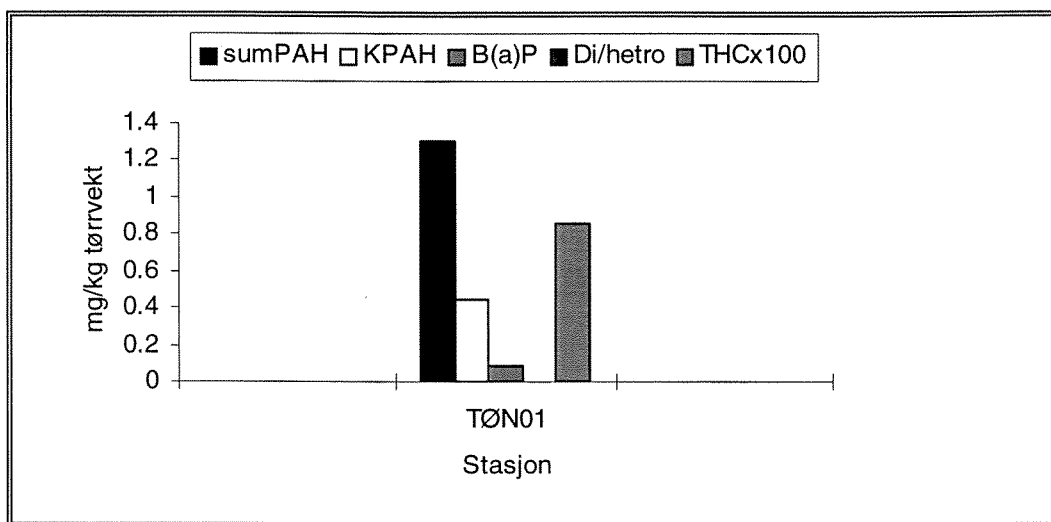


Figur 10. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Tønsberg havn, 1994. Profilen indikerer tilstedeværelse av både Aroclor 1254 og mulig Aroclor 1242.

Forekomsten av PAH var også forholdsvis moderat og omkring 1.3 mg/kg tørrvekt. Sammensetningen var dominert av benzo(b)fluoranten og KPAH-innholdet ca. 35% (figur 11). Andelen B(a)P var på noe over 7%, mens det ble ikke kvantifisert di- og heterosykliske komponenter over deteksjonsgrensen (vedlegg 3). Ut fra profilen var forekomsten av PAH i Trælaområdet rent forbrenningsavledet.

Det ble målt en konsentrasjon for olje tilsvarende 86 mgTHC/kg tørrvekt i sedimentet fra Trælaområdet (vedlegg 5). Nivået var representativt for de ytre kystområder i Vestfold, men langt lavere enn hva som forventes nær havner knyttet til større byer i Norge (Koniczny og Juliussen 1995).

Den mest markerte forekomsten av miljøgifter i prøven fra Tønsberg var innslaget at TBT. Dette ble målt til 48 µg/kg tørrvekt og representerer ca. 16 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 4). Nivået kan sammenliknes med konsentrasjonene observert ytterst i Sandefjordsfjorden som i sin helhet var sterkt TBT-belastet (jfr. kapittel 4.3.1).



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

Det foreligger for øvrig ingen kjente undersøkelser mht. miljøgifter i sedimenter fra Tønsberg havn eller andre deler av Tønsbergfjorden.

4.7.2. Potensielle forurensningskilder

Det finnes en rekke potensielle forurensningskilder omkring Tønsbergfjorden og Tønsberg havnebasseng. Det ble bl.a. under kartleggingen av grunnforurensning, kommunale og industrielle avfallsdeponier i fylket, registrert ikke mindre enn 27 forurensede lokaliteter (NGU 1989). Flere av lokalitetene ligger i tilknytning til sjø og kan ha forårsaket forurensende tilførsler over tid.

Byen har gjennom tidene hatt en omfattende og variert industri som bl. a. kjemiteknisk produksjon, glassverk, metallindustri, tidligere asfaltverk, sølv- og tinn-vareproduksjon, gassverk, mm. Havnebassenget er for øvrig omgitt av skipsverft med slipper, flere ulike mekaniske verksteder, tankanlegg, småbåthavn, mm. Ved siden av dette er fjorden og havnen belastet med stor trafikk.

De samlede virksomheter og aktiviteter har trolig ført til mange diffuse belastninger og samtidig produsert mange typer spesialavfall. Avfallet, her kan nevnes løsemidler, syrer, oljerester, oljeemulsjoner, spillolje, maling- og lakkrester, tungmetallholdige væsker, osv. har for det meste blitt deponert på fyllplassene. Både før og etter deponering er det stor sannsynlighet for at miljøskadelige komponenter har blitt tilført havnebassenget og fjorden for øvrig.

4.7.3. Tilstand og vurdering

Det ble som kjent samlet kun en sedimentprøve fra nærområdet til Tønsberg havn, grunnet isforholdene under feltarbeidet. På bakgrunn av det begrensede datagrunnlaget (tabell 9), de mange potensielle forurensningskildene og erfaringer fra andre tilsvarende havnebasseng, anses ikke

undersøkelsen å være representativ. Det anbefales derfor at en kildeorientert kartlegging gjennomføres i hele fjorden. Dette bør gis en svært høy prioritet.

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

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

4.8. Valløy-området

Det ble tatt to sedimentprøver (VAL01 og VAL02) i Valløybukten utenfor Esso raffineriet (vedleggsfigur 4). Det ble kun foretatt analyser av VAL02. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

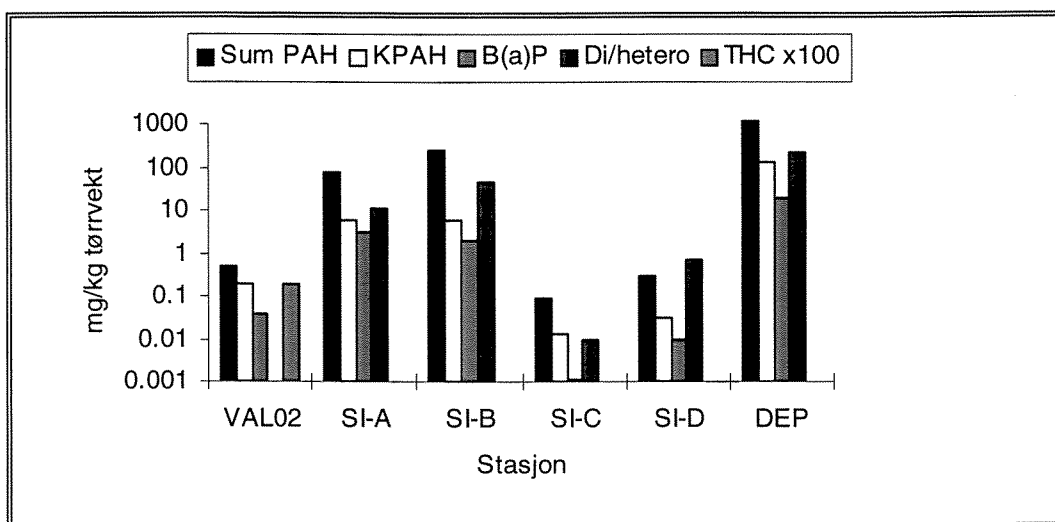
4.8.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble stort sett observert konsentrasjoner under de antatte bakgrunnsnivåene for metallene i prøven, med unntak av svakt forhøyde nivåer for Pb, Ni og Cr (vedlegg 1).

Videre ble det også kun funnet spor av PCB i prøven, dvs. bare kongeneren #138 ble registrert over deteksjonsgrensen 0.5 µg/kg. Beregnet total PCB overskred derfor ikke det antatte bakgrunnsnivået. Det ble heller ikke funnet kvantifiserbare mengder av de andre klororganiske forbindelsene som inngikk i analysene (vedlegg 2).

Noe uventet var også sedimentprøvens innhold var PAH lavt og like over bakgrunnsnivå. Sum PAH var 0.46 mg/kg tørrvekt og sammensetningen dominert av benzo(b)fluoranten (vedlegg 3). KPAH-innholdet var på 40% og B(a)P alene på hele 10%. Det ble ikke funnet kvantifiserbare mengder av di-/heterosykliske forbindelser. Sammensetningen i VAL02 antyder forbrenningsavledet PAH og profilene synes ikke å være helt i samsvar med resultatene fra tidligere undersøkelser (se kapittel 4.8.2-4.8.4).

Innholdet av TBT var lavere enn deteksjonsgrensen på 1 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4) og forekomsten av oljehydrokarboner kun 16 mgTHC/kg tørrvekt (vedlegg 5).



Figur 12. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Valløy-området, 1994 (t.v.). Merk! Log-skala og konsentrasjonsangivelse for THC. Supplerende data angitt som SI-A,-B,-C,-D og DEP er fra Bakke et al. (1986 med referanser).

4.8.2. Tidligere undersøkelser

Det er tidligere foretatt en del undersøkelser i forbindelse med virksomheten ved raffineriet på Valløy. Det har dreid seg om PAH forekomster både i deponiavfall og sjøsedimenter (Siljeholm 1985b, SI 1985b, 1986, Bakke et al. 1986) og blåskjell (SI 1985a, Kvalvågnes og Knutzen 1988).

Variasjonene i totalt PAH-innhold i sedimenter og kildeprøver var svært varierende dvs. fra ca. 0.09-1200 mg/kg tørrvekt (n=5). Dette representerer nivåer fra under bakgrunn til meget kraftig forurensning og resultatene fra blåskjellanalyser viser at mye PAH har vært i omløp i vannmassene. Typisk for forekomstene var et relativt høyt innhold av di-/heterosykliske og alkylerte forbindelser (jfr. figur 12). Ut over dette er det ikke foretatt miljøgiftanalyser i dette området.

4.8.3. Potensielle forurensningskilder

Stasjonen som her er undersøkt lå utenfor raffineriet til Esso Norge a.s, hvor det siden ca. 1900 har blitt produsert store mengder olje og PAH-holdig avfall. Avfallet har bestått av syrebek (en tungoljefraksjon behandlet med svovelsyre for å fjerne aromatfraksjonen) og blekejord (utfiltrert absorpsjonsmasse med høyt innhold av lavaromatisk olje). Dette er hovedkilden til de lokale forurensninger som tidligere er registrert i området.

Valløy-området grenser for øvrig til det østre utløpet av Tønsberg havn (Træla-området) i nord og Bolærne-området i syd (Norges sjøkartverk 1993). Det antas derfor at sedimentene i Valløy-bukten utsettes for de samme diffuse belastninger som ble beskrevet for disse lokalitetene (jfr. kapittel 4.6.2 og 4.7.2) fremfor lokale tilførsler fra raffineriet.

4.8.4. Tilstand og vurdering

Sedimentene i Valløy-området anses ikke forurenset utover de forholdsvis moderate forekomstene av enkelte tungmetaller, PAH og olje (tabell 10). Influensområdet av produksjonen ved raffineriet og tilhørende deponi er liten og i tilfelle høyst lokal. Det er også iverksatt tiltak i området som har ledet til den situasjonen som trolig observeres i dag. Videre undersøkelser her gis derfor laveste prioritet. På sikt kan området inkluderes i forbindelse med undersøkelser av hele Tønsberg-regionen eller Ytre Oslofjord.

Tabell 10. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Valløy-området 1986-1994.

	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Valløy-området														
Denne undersøkelsen	1	1	2	1	1	2	2	1	1	1	1	2	1	2
Valløy raff.-område														
Bakke et al. 1986, m.fl.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-

4.9. Åsgårdstrand havn

Det ble inkludert en sedimentprøve (ÅSG01) i nærheten av Åsgårdsstrand havn (vedleggsfigur 5). Stasjonen ble med hensikt plassert et stykke fra selve havneområdet for om mulig også å fange opp eventuelle langtransporterte tilførsler fra området Valløy-Slagentangen mot syd (Norges sjøkartverk 1993). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.9.1. Miljøgifter i sedimenter

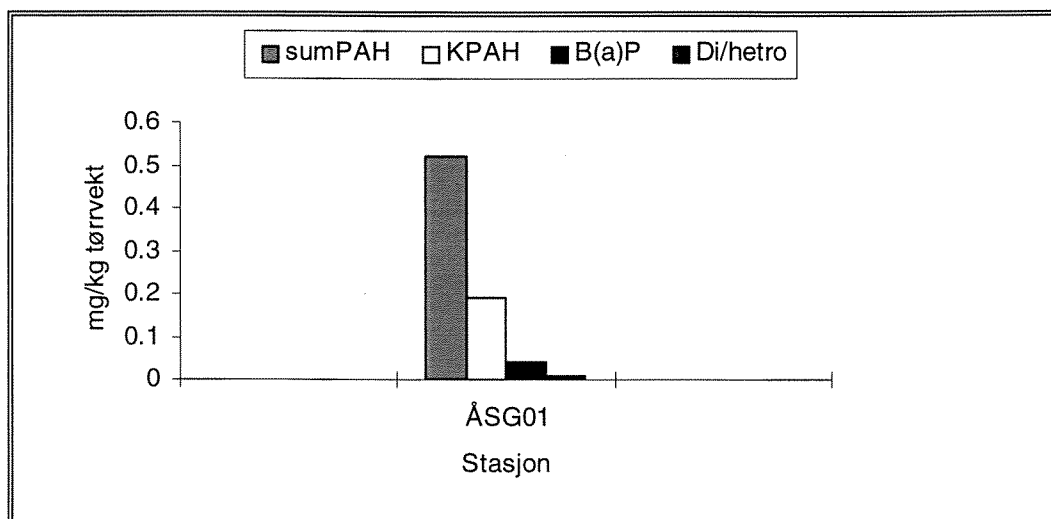
Det ble gjennomgående registrert konsentrasjoner under bakgrunnsnivåene for tungmetallene i overflateprøven fra Åsgårdsstrand, med unntak av en ubetydelig overkonsentrasjon for Ni (vedlegg 1).

Likeledes ble det kun målt 0.5 µg/kg tørrvekt for en av PCB-kongenene (#138), slik at sum PCB i prøven ikke overskred det antatte bakgrunnsnivået. Det ble heller ikke funnet kvantifiserbare mengder for de andre undersøkte klororganiske forbindelsene (vedlegg 2).

Innholdet av sum PAH i sedimentene var lav og omkring 0.5 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3). Derav var KPAH-innholdet ca. 36%, andelen B(a)P på 7% og fluoranten utgjorde den dominerende forbindelsen. Summen av di/heterosykliske forbindelser utgjorde kun 1% av totalen og samlet tyder denne sammensetningen på tilstedeværelse av forbrenningsavledet PAH (figur 13).

Sedimentprøvenes innhold av TBT (vedlegg 4) og oljehydrokarboner/THC (vedlegg 5) ble ikke registrert over de respektive deteksjonsgrensene.

Det er ikke tidligere utført miljøgiftundersøkelser i sedimenter lokalt fra Åsgårdsstrand havn.



Figur 13. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Åsgårdsstrand havn, 1994.

4.9.2. Potensielle forurensningskilder

Åsgårdsstrand er et større tettsted nord for Esso oljeraffineri Slagentangen (Norges sjøkartverk 1993). Potensiell spredning fra Slagentangen er diskutert i Siljeholm (1985a). Lenger mot nord, noe syd for Horten, ligger det 3 sjønære kommunale fyllplasser og industrifyllinger hvor det har blitt deponert ulike typer avfall i perioden 1975-1989 (NGU 1989). Ut over dette finnes det i nærområdet få andre industrier/lokaliteter som kunne tenkes å bidra med forurensninger.

Derimot i selve havneområdet ligger det en eldre kommunal fylling (1900-1983). Ellers består havnen i dag av flere småbåthavner, med båtslipp og bunkersanlegg. Eventuell forurensende belastning på miljøet vil kunne stamme fra aktiviteter her i tillegg til generell båttrafikk.

4.9.3. Tilstand og vurdering

På bakgrunn av forurensningsgradene (tabell 11) må sedimentene utenfor Åsgårdsstrand havn foreløpig karakteriseres som uforurensede. Til tross for at det eksisterer potensielt forurensende oljerelaterte aktiviteter langs dette fjordområdet (Valløy og Slagentangen), synes ikke disse å påvirke omgivelsene i merkbar grad. Dette antyder at det ikke er nødvendig å prioritere ytterligere undersøkelser, men det kan på sikt være aktuelt å inkludere området innefor moloene til småbåthavnene i en regional undersøkelse.

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

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

4.10. Holmestrand havn

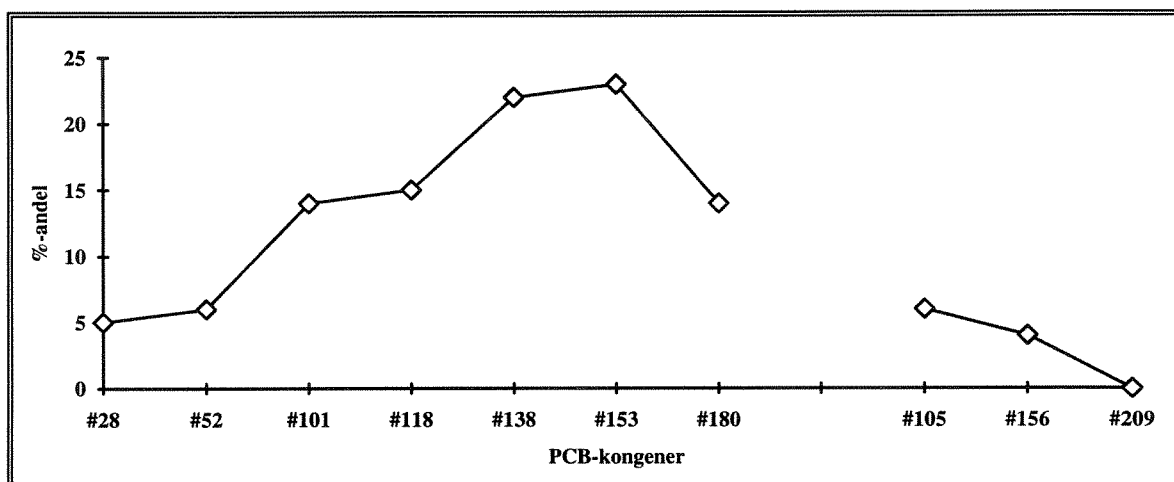
Det ble i alt prøvetatt 3 sedimentstasjoner i og utenfor Holmestrand havn (vedleggsfigur 6). To av disse ble benyttet til videre analyse (HOL02 og HOL03). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.10.1. Miljøgifter i sedimenter

De to sedimentprøvene fra Holmestrand hadde noe varierende innhold av tungmetaller og mest markert var enkeltobservasjonene for Hg, Cd og Pb i HOL03 fra indre havn. Her ble det målt hhv. 0.92, 1.0 og 86 mg/kg tørrvekt for de tre metallene som representerer ca. 3-6 ganger bakgrunnsnivåene (vedlegg 1). Ut over dette var det svakt forhøyede konsentrasjoner for resterende metaller i HOL03 (unntatt for As), mens nivåene i HOL02 lå gjennomgående under bakgrunn (her med unntak av Pb).

Sedimentenes innhold av PCB varierte fra ikke kvantifiserbare mengder på stasjon HOL02 til ca. 88 µg/kg tørrvekt på stasjon HOL03 (vedlegg 2). Nivået i HOL03 representerer ca. 18 ganger overkonsentrasjon og den forholdsvis høyklorerte PCB-profilen indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1254 og 1260 i blanding (figur 14).

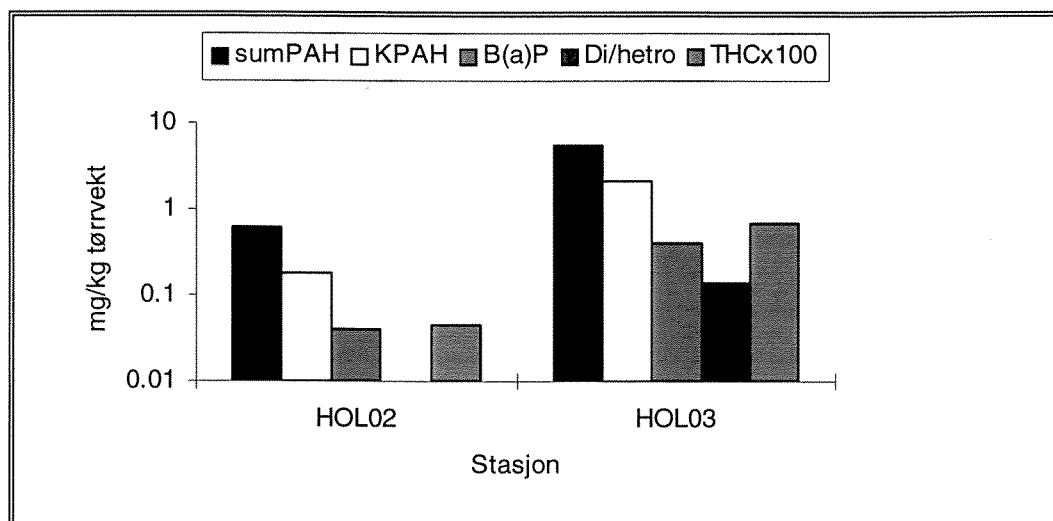
Innholdet av andre persistente klororganiske forbindelser var minimale. Kun sum DDT ble kvantifisert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen, dvs. ca. 5 µg/kg tørrvekt, eller omkring 10 ganger det antatte bakgrunnsnivået (vedlegg 2).



Figur 14. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Holmestrand havn, 1994. Profilen indikerer tilstedeværelse av både Aroclor 1254 og Aroclor 1260.

Det ble også registrert varierende innhold av sum PAH i de to prøvene, med konsentrasjoner på hhv. ca. 0.6 og 5.6 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3). KPAH-innholdet varierte likeledes fra ca. 29% til 38% hvorav B(a)P-andelen utgjorde 6-7% av sum PAH. Det ble kun registrert di/heterosykliske forbindelser i HOL03 (figur 15).

Begge prøver indikerte tilstedeværelse av forbrenningsavledet PAH, selv om den dominerende sammensetningen av enkeltkomponenter var noe forskjellig. Det bemerkes at prøven som ble tatt utenfor Hydro var dominert av bl.a. 1-metylfenantren og fenantren og kan ha sammenheng med opprinnelse i f. eks. uforbrent kull eller koks.



Figur 15. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Holmestrand havn, 1994. Merk! Log-skala.

Det ble målt hhv. 1 og 131 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt av TBT i prøvene, hvorav høyeste konsentrasjon ble registrert i indre havn (vedlegg 4). Dette representerer en forholdsvis kraftig lokal forurensning og tilsvarer nærmere 45 ganger over et foreløpig antatt bakgrunnsnivå.

Likeledes var det også klart forskjellige, men forholdsvis lave konsentrasjoner av olje i de to prøvene. Også her var sedimentene mest forurenset i indre havn med 70 mgTHC/kg tørrvekt (vedlegg 5).

4.10.2. Tidligere undersøkelser

Det er ikke tidligere utført sedimentundersøkelser mht. miljøgifter i selve Holmestrand havn. Men en aktuell undersøkelse fra nærområdet i Holmestrandsfjorden, vest for Langøya er nylig gjennomført (Waldy og Helland 1994). Her ble sedimenter (7 stasjoner) og blåskjell (6 stasjoner) undersøkt for innholdet av utvalgte metaller.

Nivåene i både sedimenter og organismer var gjennomgående omkring normalnivåer, men indikerte likevel mulig forurensende tilførsler fra deponiområdet.

4.10.3. Potensielle forurensningskilder

Det finnes en rekke potensielt forurensende industrier og virksomheter i Holmestrandsområdet bl. a. aluminiumsindustri, skipsverft med slipp, mekaniske og båtverksteder, bunkersanlegg o.l. Havneområdet preges av småbåthavnen og er normalt belastet med båttrafikk, og deler av fjorden har i perioder vært benyttet for opplag av større skip (Norges sjøkartverk 1993).

Flere områder i kommunen har vært benyttet til fyllplasser, hvorav en del ligger i nær tilknytning til fjorden, andre har mulig avrenning via vassdrag. De mest betydningsfulle i forurensningssammenheng pga. tidevannspåvirkningen og spredning til fjorden, er fyllingene til Nordisk Aluminium (frem til 1965) og Felleskjøpet/Mulvika (1965-1975). Begge fyllplassene ble benyttet kommunalt og først nevnte ligger i dag på Hydro's industrigrunn. Store mengder oljerester, oljeemulsjoner, løsemidler, maling, lim, lakk og annet spesialavfall av ulikt slag har vært deponert på disse lokalitetene (NGU 1989).

Av betydning for det totale forurensningsbidrag i form av langtransport til Holmestrandfjorden bør også nevnes Nord-Jarlsberg interkommunale avfallsanlegg og deponiet til Miljøindustri A/S på Langøya. Dog er størrelsen på eventuelle bidrag herfra ikke kjent.

4.10.4. Tilstand og vurdering

Resultatene fra denne orienterende undersøkelsen indikerer at det finnes generelt markert forurensede og lokalt i indre havn sterkt forurensede sedimenter (tabell 12). Selv om den generelle tilstanden er forholdsvis god i store deler av Holmestrandfjorden finnes det likevel på sikt grunnlag for å prioritere ytterligere kartlegging av sedimentene. Særlig vil dette være aktuelt i de indre havneområdene hvor miljøgiftnivåene er høyest. Havnen kan derfor oppfattes som en kildeområde som normalt er belastet med trafikk, noe som kan føre til uønsket spredning til og belastning av omgivelsene.

Tabell 12. Forurensningsgrader mht. utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Holmestrand havn og Langøya 1994.

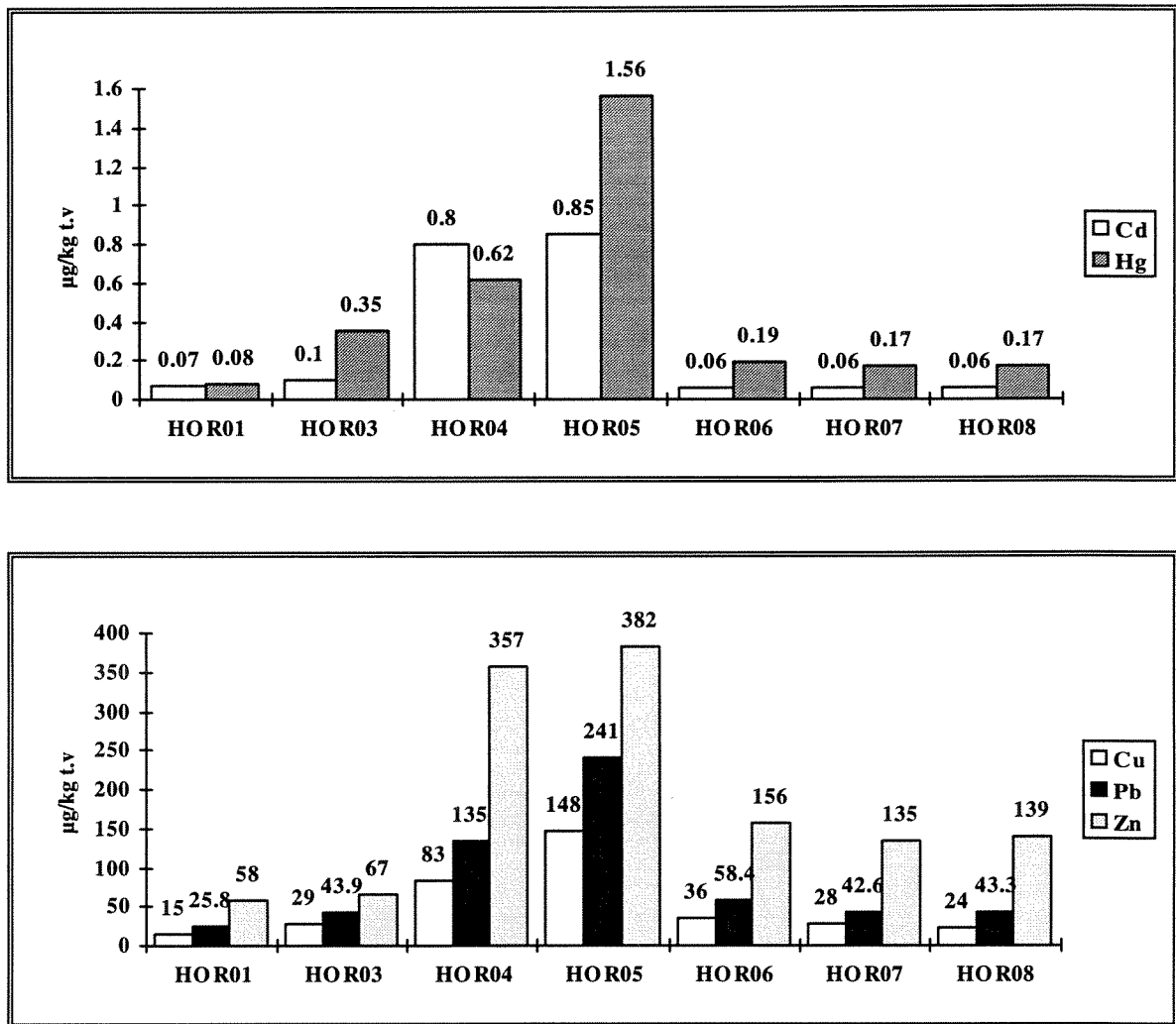
	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	PCB	DDT	HCB	PAH	TBT	THC
Holmestrand havn														
Denne undersøkelsen	3	3	2	2	2	2	2	1	3	3	1	4	4	2
Langøya														
Walday og Helland, 94	2	1	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-

4.11. Horten havn

Horten havn med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 7. Det ble totalt analysert 7 overflateprøver (0-2 cm) fordelt på følgende lokaliteter (kfr. Norges sjøkartverk 1990); en stasjon ved utløpet av kanalen (HOR01), en ved innløpet til indre havn (HOR03), to stasjoner i indre havnebasseng (HOR04 og HOR05), en nordøst for Løvøya (HOR06), en i Falkenstenbukta (HOR07) og en stasjon i Frebergviken (HOR08). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjoner er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.11.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble funnet moderate til markert høye forekomster av tungmetaller i sedimentene fra Horten havn (vedlegg 1). Høyeste enkeltkonsentrasjoner ble gjennomgående registrert i HOR04 og HOR05 dvs. i indre havneområdet. Mest markert her var forekomsten av Hg med 0.62-1.56 mg/kg tørrvekt og Cd med 0.80-0.85 mg/kg tørrvekt. Det var de samme stasjoner som hadde høyest, men forholdsvis moderate forekomster av Pb, Cu og Zn (figur 16).

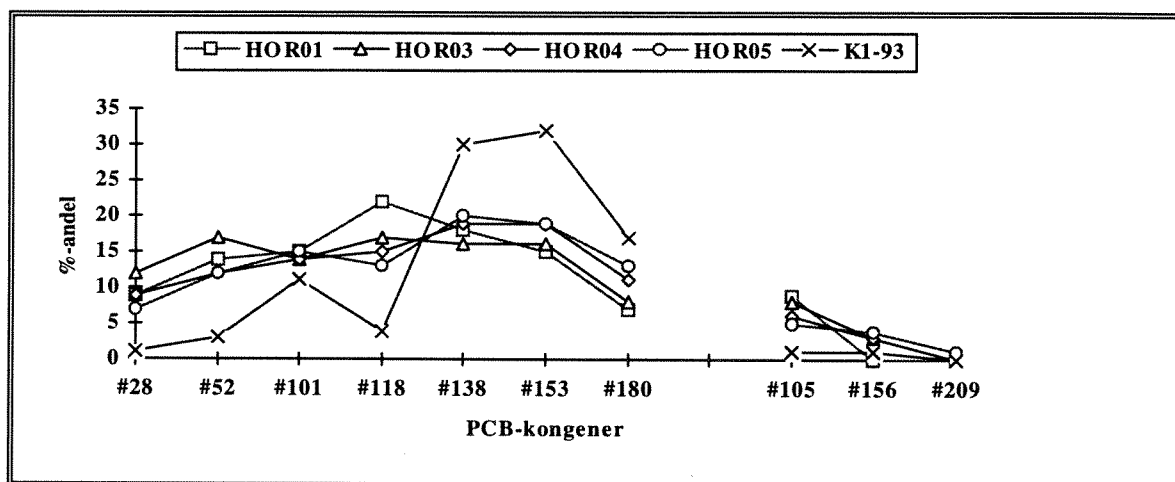


Figur 16. Konsentrasjoner for utvalgte tungmetaller i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Horten-området, 1994.

Forekomsten av beregnet total PCB lå mellom 30.8-218.6 µg/kg tørrvekt i de sentrale deler av havna, og betydelig lavere (4.4-6.6 µg/kg tørrvekt) nord for havna (kfr. vedlegg 2 og vedleggsfigur 7). Dette tilsvarer en maksimalt overkonsentrasjon på 44 ganger (HOR05) i indre havn og omkring bakgrunnsnivåer i resterende prøver.

PCB-profilene antyder tilstedeværelsen av flere typer kommersielle PCB-blandinger, men forekomstene domineres hovedsakelig av Aroclor 1254. Dog kan det ses et markert innslag av Aroclor 1260 i prøver fra indre havn (figur 17).

Andre klororganiske komponenter ble med få unntak kun registrert under deteksjonsgrensen for enkeltkomponenter (0.5 µg/kg). Dog bør det påpekes observasjoner av DDT på ca. 1-3 µg/kg tørrvekt sentralt i indre havn (vedlegg 2).



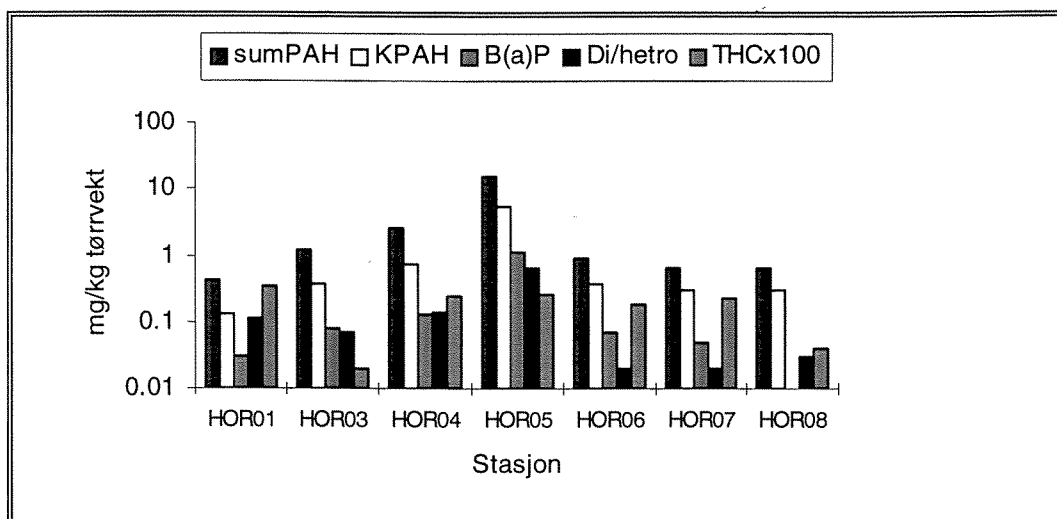
Figur 17. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Horten havn, 1994. Profilene indikerer tilstedeværelse av blandingsprofiler bestående av Aroclor 1242, 1254 og 1260. Data fra K1-93 er hentet fra Helland 1993 og viser en klassisk Aroclor 1260 profil.

PAH- forekomstene var svært variende, men klart høyest på stasjonene knyttet til indre havn (HOR 04 og HOR05). Her lå konsentrasjonene for sum PAH på mellom ca. 2.6 og 16 mg/kg tørrvekt. Konsentrasjonene på de resterende 5 stasjoner var på mellom 0.4 og 1.2 mg/kg tørrvekt (vedlegg 3). Samlet representerer dette overkonsentrasjoner fra ca. 1-50 ganger det antatte bakgrunnsnivå.

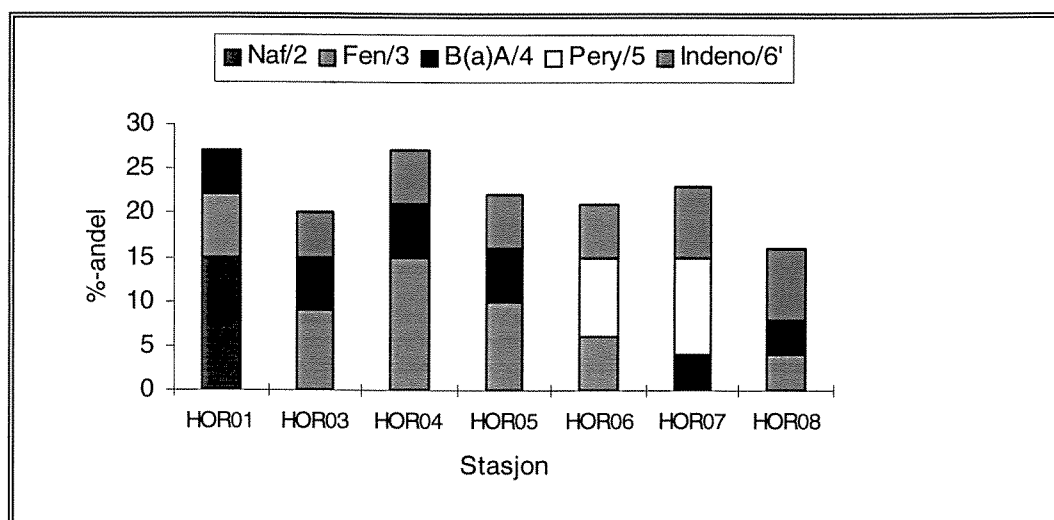
KPAH-andelene var på 28-45%, med en B(a)P-andel 2-8% og antyder hovedsakelig forbrenningsavledet PAH. Også den forholdsvis lave andelen di- og heterosykliske forbindelser på 3-6% i HOR03-HOR08 antyder et slikt opphav (figur 18).

Unntatt fra dette var derimot forekomsten i HOR01, som inneholdt hele 25% di- og heterosykliske komponenter og tyder på tilstedeværende oljerelatert PAH. Samlet viser profilsammensetningene (figur 19) at forekomstene sannsynligvis stammer fra forbrenningsrester og rester av kull. Alle profilene viser for øvrig en klar sammenheng, selv om de domineres av ulike forbindelser.

Forekomstene av olje i sedimentene som lå mellom 2 og 26 mg THC/kg tørrvekt, anses som forholdsvis lave nivåer i havnesammenheng (vedlegg 5).



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



Figur 19. PAH-profiler for sedimenter i Horten havn 1994, basert på 10 dominerende forbindelser. Fellesforbindelsene fluoranten, pyren, chrysen/trifenylen, benzo(b,k,j)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(e)pyren og benzo(ghi)perylen er utelatt. Merk! tallene øverst i figuren refererer til ringstrukturen til forbindelsen.

TBT-konsentrasjonene var generelt lave og omkring deteksjonsgrensen, men på HOR05 (sentralt i indre havn) ble det registrert hele 540 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4). En slik konsentrasjon tilsvarer anslagsvis 180 ganger et normalnivå og var blant de høyeste i denne undersøkelsen.

4.11.2. Tidligere undersøkelser

I 1992 ble det foretatt en undersøkelse av bunnforholdene i Hortenkanalen og deler av indre havn. Analysene av utvalgte tungmetaller (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn og Cr), samt en prøve mht. PCB, indikerte til dels kraftig forurensning (Helland 1993). På stasjon H2 (tilsvarer omtrent HOR05), ble det i den undersøkelsen funnet forhøyede konsentrasjoner av Hg i de øvre 6 cm av bunnen (tilstandsklasse IV). Videre var tungmetallkonsentrasjonene også svært høye ved utløpet av Hortenkanalen (St. K4 og St. F1 i ytre havn). Det ble målt Hg-konsentrasjoner på over 4.5 mg/kg og Pb på over 3100 mg/kg tørrvekt (tilstandsklasse V). Konsentrasjonene for metaller var mao. langt høyere enn det som ble funnet i Hortenområdet i den sonderende undersøkelsen.

Beregnet konsentrasjon for total PCB på stasjon K1, ved innløpet til kanalen var på ca. 117 µg/kg tørrvekt, tilsvarende tilstandsklasse IV for sedimenter. PCB-forekomsten i 1993 indikerte en klassisk Aroclor 1260 profil, muligens fra en aktiv punktkilde. Dette kan betyr at de profiler som er beskrevet over (figur 17), snarere reflekterer summen av flere mer diffuse PCB-tilførsler til havnen.

4.11.3. Potensielle kilder

Horten ligger i Borre kommune i området sør for innløpet til Sandebukta i Ytre Oslofjord. Havnen deles i et indre basseng adskilt fra fjorden med en lang molo mellom Hortenhalvøya og Vealøs. Til det indre bassenget er det 3 adkomstveier fra nord og adkomst fra sør gjennom Hortenkanalen (Norges sjøkartverk 1993).

Det finnes en del åpenbare forurensningskilder i havnen, særlig knyttet til det indre havnebassenget. Her ligger Horten industripark (HIP), med Horten skips- og dokkservice A/S som utfører dokking og skipsreparasjoner, samt orlogsstasjonen Karljohansvern. Tidligere var Horten Verft og utslipp fra Anker Sønnak dominerende forurensningskilder. Det finnes også en del skraphandlere i nærområdet.

Det er lokalisert hele 10 industri- og kommunale fyllinger, samt 3 områder med forurenset grunn omkring havnen. De kommunal fyllplassene ble benyttet til deponering i perioden 1967-1981, av en lang rekke spesialavfall som løsningsmidler, lim, maling, lakk, tynner, primer, aceton, spill- og emulsjonsolje, samt olje og oljeavkok. Videre polyester, destillasjons- og tungmetallrester, sot fra stålbehandling etc. (NGU 1991). Ut over dette er det ytre havneområdet, mot fjorden, beheftet med generell belastning fra stor skips- og båttrafikk.

4.11.4. Tilstand og vurdering

Resultatene indikerer at forurensningstilførslene til Horten indre havn er betydelige og fra forekomstene generelt i denne undersøkelsen kan sedimenttilstanden klassifiseres fra "mindre god" til "meget dårlig" (tilstandsklasse II-V). Dette tilsvarer moderat til meget sterkt forurenset vesentlig basert på overflatesedimentenes innhold av TBT, PAH og PCB.

Overflatesedimentenes innhold av PAH tilsier at det har forekommet betydelige tilførsler av forbrenningsrester og/eller uforbrente kull lokalt. Mengden THC peker i retning av begrenset tilførsel av oljehydrokarboner til havnen. Tilstedeværende PCB i indre havnebasseng antyder en blanding av flere lokale kilder av typen Aroclor 1242, 1254 og 1260. Andre klororganiske forbindelser ble kun sporadisk observert og tillegges liten betydning.

Tungmetallforurensningen generelt, var forholdsvis moderat i denne undersøkelsen. Dog viser tidligere observasjoner at betydelige mengder kvikksølv og bly, men også kadmium, er tilført havneområdet (Helland 1993).

Tabell 13. Forurensningsgrader mht. miljøgifter i sedimenter fra Horten havn 1993-1994.

	As	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	PCB	DDT	PAH	TBT	THC
Horten havn													
Denne undersøkelsen	2	3	2	3	2	2	2	2	4	3	4	5	2
Horten havn (Helland 1993)	-	4	3	5	2	2	-	-	4	-	-	-	-

På bakgrunn av de mange potensielle kildene, den høye TBT-konsentrasjonen og de markert forhøyede konsentrasjoner av PCB og PAH, synes det nødvendig med nye og utvidede undersøkelser i Horten havn. Undersøkelsen bør også inkludere tungmetaller og særlig fokusere på lokalisering av kilder, samt mulige påvirkning av organismer. Dette bør gis svært høy prioritet, særlig med tanke på Horten som kildeområde for tilførsler til uforurensede områder i Oslofjorden.

4.12. Moss havn

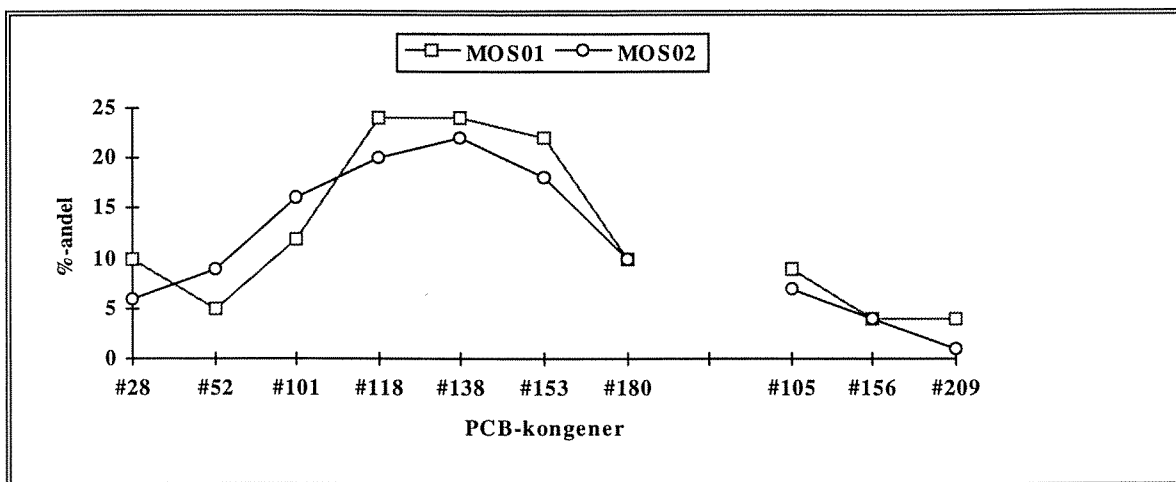
Moss havn og deler av Mossesundet med prøvestasjoner er vist i vedleggsfigur 8. Det ble analysert 2 overflateprøver (0-2 cm) fra området omkring Moss, en syd i Verlebukten (ytre havn MOS01) og en lengst inn i Mossesundet (indre havn MOS02). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.12.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble funnet forholdsvis moderate mengder tungmetaller i overflatesedimentene i Moss havneområde. Mest markert var forekomsten av Cd med 3.84 mg/kg tørrvekt nord i havnen. Resterende undersøkte metaller ble alle registrert med svake overkonsentrasjoner (1-5 ganger) og konsentrasjonene var gjennomgående høyere i indre havneområdet mot nord (vedlegg 1).

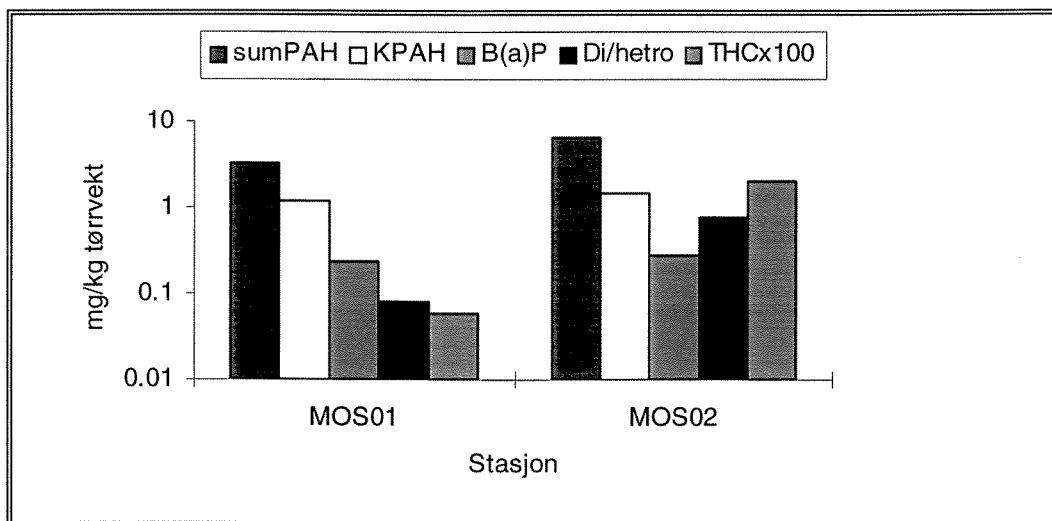
Det ble registrert forekomster av PCB i begge deler av havnen, men ca. 5 ganger mer i indre havn. Konsentrasjonene for beregnet total PCB lå mellom 10.2 og 98.6 µg/kg tørrvekt, noe som representerer omtrent 2-20 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 2). PCB-profilene er tilnærmet like og antyder tilstedeværende Aroclor 1254 og 1260 i blanding og MOS01 kan i tillegg være svakt påvirket av en Aroclor 1242 kilde. Totalt sett viser PCB-forekomstene at det er flere mulige kilder i havnen (figur 20).

Av andre klororganiske forbindelser ble sum DDT målt til hhv. 1.6 og 3.1 µg/kg tørrvekt, høyest i indre havn, hvor det også ble registrert spor av HCB (vedlegg 2).



Figur 20. PCB-profiler i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Moss havn, 1994. Profilene indikerer hovedsakelig tilstedeværelse av blandingsprofiler bestående av Aroclor 1254 og 1260.

PAH-forekomstene var markerte i begge deler av havnen, men igjen klart høyest i indre havn. Det ble målt fra omkring 3 mg/kg til mer enn 6 mg/kg tørrvekt for sum PAH. Sist nevnte nivå representerer over 20 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 3). Den øvrige sammensetningen av PAH-forekomstene var klart forskjellig, ved at andelen KPAH var 38% i ytre havn og kun 23% i indre. Tilsvarende andeler av B(a)P var hhv. 8% og 4%.



Figur 21. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Moss havn 1994. Merk! konsentrasjonsangivelse for THC og log-skala.

Den mest markerte forskjell utgjorde andelen di-/heterosykliske forbindelser som var 3% i ytre havn og hele 12% i indre. Dette antyder at tilstedeværende PAH i ytre havn har et forbrenningsavledet opphav.

Forekomsten i indre havn derimot, som var rik på antracen, antyder at det forekommer et tjærelignende innslag eller rester av steinkull i sedimentene (figur 21).

At overflatesedimentene i indre havn er moderat påvirket av olje understøttes av THC-konsentrasjonen på 195 mg/kg tørrvekt. Nivået i ytre havn var omkring bakrunnen og samlet indikerer dette at olje ikke utgjør noen særlig forurensning i havneområdet (vedlegg 5).

Derimot var forekomsten av TBT alarmerende høy, med hele 1977 µg/kg tørrvekt. Denne konsentrasjonen ble målt i indre havn, mens ytre havn kun viste deteksjonsnivå. TBT-konsentrasjoner på omkring 2000 µg/kg er blant de høyeste registrert langs kysten av Norge og representerer omlag 660 ganger et foreløpig antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 4).

Ut over denne undersøkelsen foreligger det ikke data om miljøgifter i sedimenter fra Moss havneområde.

4.12.2. Potensielle kilder

Moss er en typisk industriby av middels størrelse og det finnes derfor en rekke potensielle forurensningskilder knyttet til havneområdet. Både skipsverft, mekaniske verksteder og bunkringsanlegg, treforedlings- og glassverksindustri, sammen med et omfattende vei- og jernbanenett er lokalisert i området. Videre er havneområdet belastet med stor småbåt-, ferge- og annen skipstrafikk (Norges sjøkartverk 1993).

Det er registrert 9 lokaliteter i kommunene, derav 8 avfallsfyllinger og en med forurenset industrigrunn (NGU 1990a). Det har blitt deponert mange typer og varierende mengder husholdnings- og spesialavfall på fyllingen opp gjennom årene og mange av lokalitetene har avrenning til sjøen. Det kan bemerkes at enkelte av deponiene ligger noe marginalt til selve havnen.

4.12.3. Tilstand og vurdering

Observasjonene i Moss havneområde tyder på en forholdsvis moderat tungmetallbelastning og sedimenttilstanden kan klassifiseres som "mindre god" til "nokså dårlig" (tilstandsklasse II-III). Nivåene av de persistente klororganiske forbindelsene var markerte (tilstandsklasse III) og antydnet trolig for PCB flere typer tilførselskilder i havneområdet.

Andre organiske forurensninger som de moderate oljeforekomster og ikke minst forekomster av PAH antyder en betydelig belastning av sedimentene. Også for disse komponentene kan det være flere ulike opphav og samlet viser disse en "dårlig" sedimenttilstand (tilstandsklasse III-IV).

Tabell 14. Forurensningsgrader mht. miljøgifter i sedimenter fra Moss havn 1994.

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

Den mest alarmerende forekomsten totalt sett var innslaget av TBT i overflatesedimentene (tabell 14). Her antydes det en meget sterk belastning som kan ha forårsaket mulige effekter andre steder i resipienten. På bakgrunn av dette anbefales det at Moss havn gis høy prioritet mht. oppfølgende undersøkelser av omfang og spredning i sedimentene, eventuelle effekter på organismer og kildeproing.

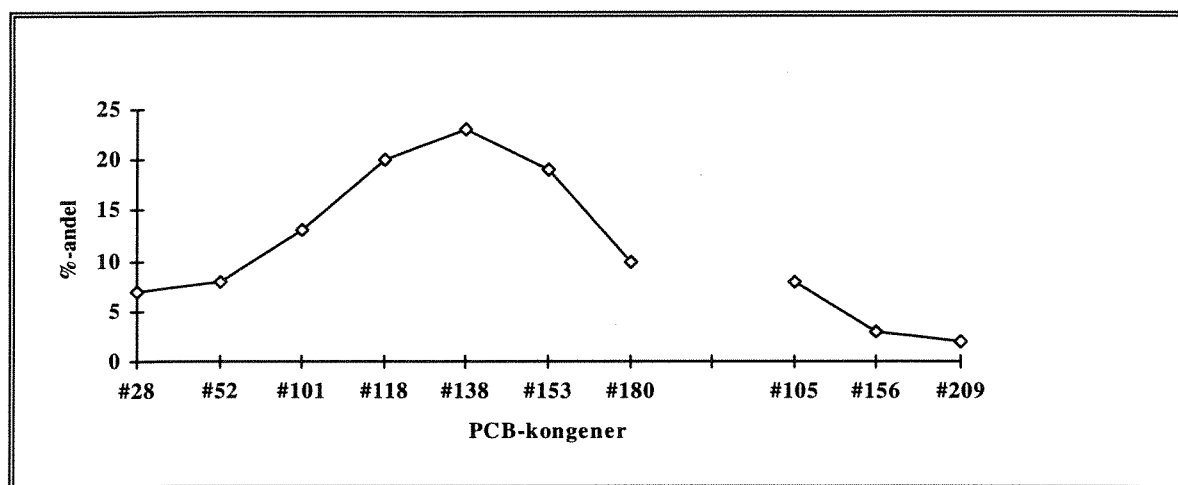
4.13. Kambo-området

Kambo-området ligger nord for Moss havn, halvveis opp Mossesundet (Norges sjøkartverk 1993). Det ble kun analysert en prøve fra lokaliteten og prøvestasjonen (MOS03) er vist i vedleggsfigur 8. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonen er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.13.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble funnet forholdsvis moderate mengder tungmetaller i overflatesedimentene i Kambo-området. Mest markert var forekomsten av Hg med 0.71 mg/kg tørrvekt som tilsvarer ca. 5 ganger overkonsentrasjon. Resterende undersøkte metaller, med unntak av Cd, ble alle registrert i svake overkonsentrasjoner på ca. 1-2 ganger antatte bakgrunnsnivåer (vedlegg 1).

PCB-forekomsten i sedimentene utenfor Kambo var forholdsvis moderat og på 41.6 µg/kg for beregnet total PCB eller ca. 8 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 2). PCB-profilen antyder trolig tilstedeværende av Aroclor 1254 (figur 22). Sedimentenes innhold av andre persistente klororganiske forbindelser begrenset seg til forekomst av DDT som ble målt til 3.3 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2).



Figur 22. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Kambo-området, Mossesundet, 1994. Profilen indikerer hovedsakelig tilstedeværelse av Aroclor 1254.

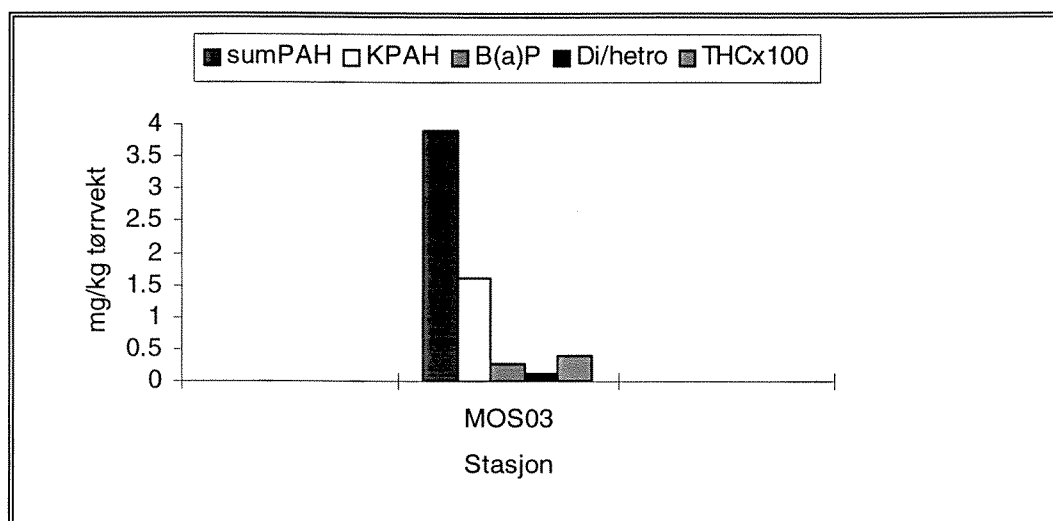
Sedimentenes innhold av PAH var forholdsvis moderat og på 3.9 mg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer 13 ganger overkonsentrasjon i forhold til bakgrunnsnivået (vedlegg 3). Forekomsten var dominert av benzo(b)fluoranten og KPAH andelen var på 41%. Sammensetningen for øvrig viste 7% B(a)P og 3% sum di-/heterosykliske forbindelser, noe som indikerer forbrenningsavledet opphav (figur 23).

Dette understøttes av det lave innslaget av THC på 39 mg/kg tørrvekt og antyder kun en diffus oljebelastning av sedimentene utenfor Kambo (vedlegg 5).

Den forholdsvis lave forekomsten av TBT i overflatesedimentene på 10 µg/kg tørrvekt antyder en generell diffus påvirkning (vedlegg 4).

4.13.2. Tidligere undersøkelser

Det eksisterer generelt lite data med hensyn til miljøgifter i Mossesundet og tidligere utført arbeid begrenser seg til en mindre undersøkelse av sedimentene utenfor NSO A/S ved Kambo. Det ble ikke konstatert nevneverdige mengder av hverken PAH, PCB eller olje (Hjellnes COWI 1992).



Figur 23. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Kambo-området 1994. Merk! konsentrasjonsangivelse for THC.

4.13.3. Potensielle kilder

Kambo er et område et stykke ut i Mossesundet, marginalt i Moss kommune og preges i første rekke av potensiell avrenning fra nærliggende fyllinger/forurenset grunn. Dessuten kan langtransport av forurensninger fra mer belastede områder forekomme.

Lokalt ligger det et mottak for spillolje her (NSO A/S), samt en tidligere avfallsfylling tilhørende Moss Glassverk (NGU 1990a). Ut over dette kan det tenkes at generell skips- og båttrafikk kan yte et mindre bidrag til forurensningen.

4.13.4. Tilstand og vurdering

Oppsummert viste sedimentene gjennomgående moderate forekomster (tilstandsklasse III) av Hg og organiske miljøgifter (tabell 15). Observasjonene kan tyde på at det er en sammenheng mellom sedimenttilstanden her og overflatesedimentene i andre deler av Mossesundet, men isolert sett bør ikke videre undersøkelser prioriteres. Dog vil det være naturlig å inkludere Kambo i den utvidete undersøkelsen av Moss havn som er foreslått (kfr. kap. 4.12.3).

Tabell 15. Forurensningsgrader mht. miljøgifter i sedimenter fra Kambo-området 1994.

	As	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	PCB	DDT	PAH	TBT	THC
Kambo-området													
Denne undersøkelsen	2	3	1	2	2	2	2	2	3	3	3	3	2

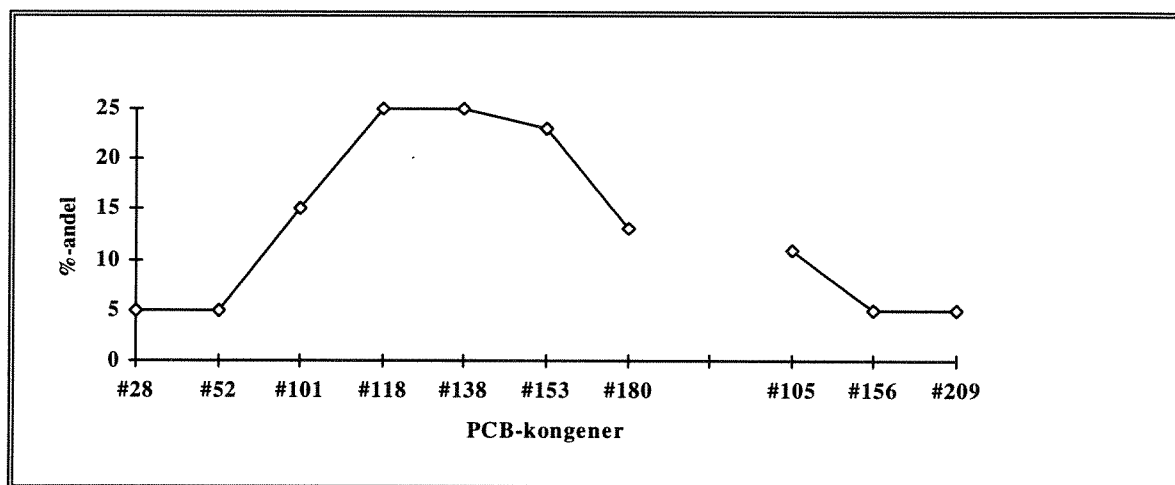
4.14. Son havn

Son havn ligger ytterst i Mossesundet og den ene prøvestasjonen (MOS04) som ble undersøkt er vist i vedleggsfigur 8. Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.14.1. Miljøgifter i sedimenter

Det ble registrert ubetydelige mengder tungmetaller i overflatesedimentet på stasjonen i Son havneområde (MOS04), der Pb, Cr, Ni og Zn kun ble registrert like over de antatte bakgrunnsnivåene (vedlegg 1).

PCB-forekomsten i sedimentene i Son havn var lav og på 9.6 µg/kg for beregnet total PCB eller kun to ganger antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 2).

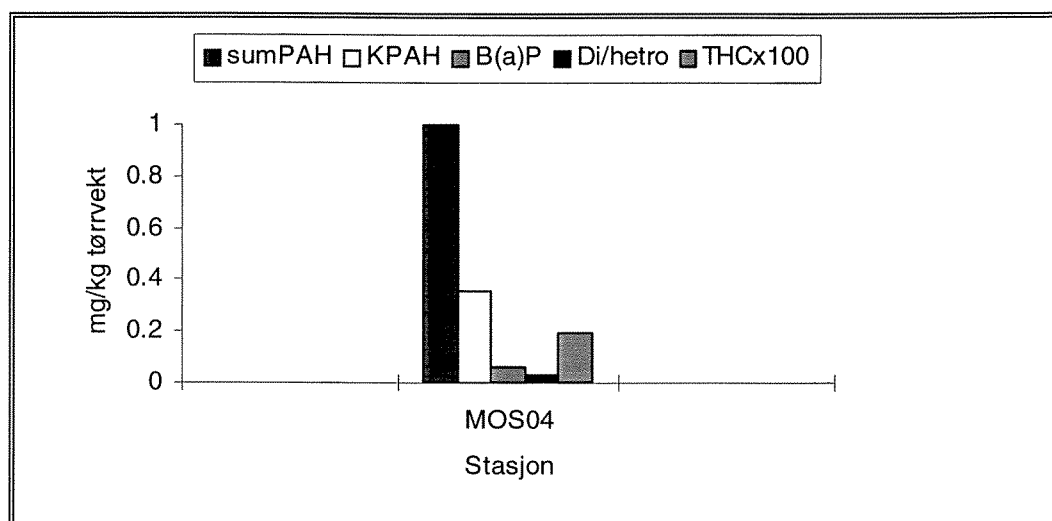


Figur 24. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Son havn, Mossesundet, 1994. Profilene indikerer hovedsakelig tilstedeværelse av Aroclor 1254.

PCB-profilen antyder trolig tilstedeværende av Aroclor 1254 (figur 24). Sedimentenes innhold av andre persistente klororganiske forbindelser begrenset seg til forekomst av sum DDT som ble målt til 1.6 µg/kg tørrvekt (vedlegg 2).

Overflatesedimentenes innhold av PAH var moderat og i overkant av 1 mg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer ca. 3 ganger overkonsentrasjon relativt til antatt bakgrunnsnivå (vedlegg 3). Benzo(b)fluoranten var den dominerende forbindelsen og KPAH andelen var på omlag 36%. Sammensetningen for øvrig viste innhold av 6% B(a)P og tilsammen 3% di-/hetrocykliske forbindelser. En slik sammensetning er typisk for et forbrenningsavledet opphav (figur 25).

Dette understøttes av det lave innslaget av THC på 19 mg/kg tørrvekt og antyder liten oljebelastning av sedimentene (vedlegg 5).



Figur 25. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Son havn 1994. Merk! konsentrasjonsangivelse for THC.

Den observerte TBT-konsentrasjonen overskred ikke deteksjonsgrensen på 5 µg/kg tørrvekt (vedlegg 4). Det eksisterer ingen ytterligere data mht. miljøgifter i sedimenter fra området i og omkring Son havn.

4.14.2. Potensielle kilder

Det finnes svært få lokale forurensningskilder i Son-området. Dette begrenser seg til en avfallsfylling med avrenning til sjøen og en lokalitet med mulig deponert spesialavfall (Molander Skraphandel) (NGU 1990b). Men havnen kan som følge av sin beliggenhet ytterst i Mossesundet (kfr. Kambo, kap. 4.13.3) potensielt tilføres forurensninger fra mer belastede områder utenfor.

4.14.3. Tilstand og vurdering

Observasjonene av tungmetaller og organiske miljøgifter i overflatesedimentene i Son havneområde tyder på liten eller ingen vesentlig belastning (tabell 16). Forurensningsgrad 1-2 må anses som tilfredsstillende og det anses derfor ikke nødvendig med ytterligere undersøkelser her lokalt. Havnen kan dog inkluderes i fremtidige undersøkelser av Mossesundet.

Tabell 16. Forurensningsgrader mht. miljøgifter i sedimenter fra Son havn 1994.

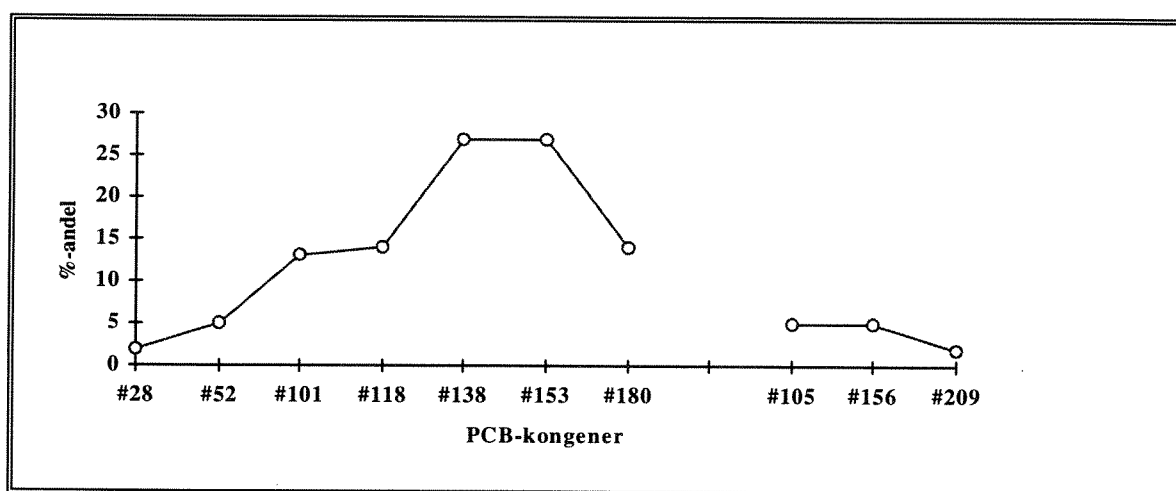
	As	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	PCB	DDT	PAH	TBT	THC
Son havn													
Denne undersøkelsen	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	1	2

4.15. Hvitsten-området

Hvitsten-området ligger nord for linjen Filtvedt-Rødtangen fyr i Oslofjorden. Det ble kun tatt en overflatestasjon (0-2 cm) fra lokaliteten (HVI01). Øvrige bakgrunnsdata vedrørende prøvestasjonene er gitt i vedleggstabellene 1-3.

4.15.1. Miljøgifter i sedimenter

Tungmetallforekomstene i overflatesedimentene i Hvitsten-området (HVI01), var ubetydelige og bare Hg ble observert over (2 ganger) det antatte bakgrunnsnivå. Resterende undersøkte metaller viste konsentrasjoner nær deteksjonsnivå (vedlegg 1). De lave konsentrasjonene settes snarere i sammenheng med sedimentprøvens beskaffenhet og representativitet enn uforurenset materiale.



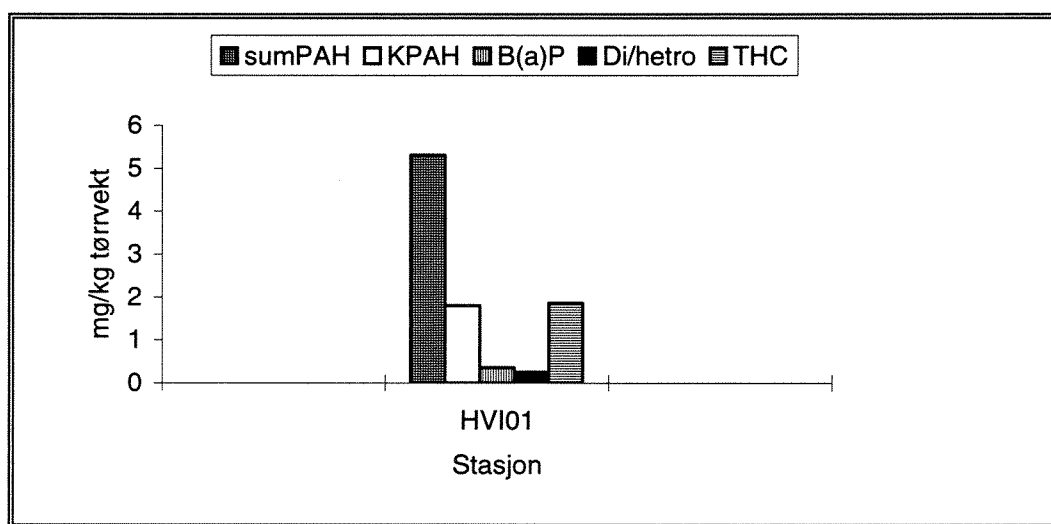
Figur 26. PCB-profil i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Hvitsten-området, 1994. Profilen indikerer hovedsakelig tilstedeværelse av Aroclor 1260.

PCB-forekomsten var noe mer fremtredende og beregnet til 27.8 µg/kg tørrvekt eller ca. 5.5 ganger det antatte bakgrunnsnivået. Profilen i den undersøkte sedimentprøven antydet tilstedeværende Aroclor 1260 (figur 26).

Sum DDT ble målt til 2µg/kg tørrvekt. Ut over dette ble det ikke registrert klororganiske forbindelser (vedlegg 2).

Overflatesedimentenes innhold av PAH var forholdsvis høyt 5.3 mg/kg tørrvekt eller ca. 18 ganger overkonsentrasjon (vedlegg 3). Fluoranten var den dominerende forbindelsen og KPAH-innholdet utgjorde 34%. Andelen B(a)P var 7% og summen di/heterosykliske forbindelser 5%. Samlet antyder en slik fordeling et forbrenningsavledet opphav for PAH (figur 27).

THC-innholdet i sedimentene var <2 mg/kg (figur 27 og vedlegg 5) og observasjonen av TBT viste 6µg/kg som antyder en svak belastning (vedlegg 4).



Figur 27. Forekomster av PAH, KPAH, B(a)P, di-/heterosykliske forbindelser og THC gitt i mg/kg tørrvekt (verdier avrundet) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Hvitsten 1994.

4.15.2. Tidligere undersøkelser

Det er tidligere gjennomført en undersøkelse av grunnforurensning med potensiell spredning til sjøen ved Stabil Alna malingfabrikk, Hvitsten (Noteby 1992). Det ble i den anledning registrert til dels meget høye konsentrasjoner av miljøgifter, særlig på sjøbunnen. Mest markert var Hg blant tungmetallene med hele 105 mg/kg tørrvekt eller tilsvarende 700 ganger overkonsentrasjon. Også PCB-forekomsten var alarmerende høy med hele 1400µg/kg tørrvekt. Sistnevnte tilsvarer 280 ganger overkonsentrasjon og hele 50 ganger mer en i den sonderende undersøkelsen.

En oppfølgende undersøkelse bekrefter til dels de tidligere observerte data, ved kraftig forhøyede konsentrasjoner av utvalgte metaller og PCB, både i grunnvannsprøver og sedimenter (Noteby 1995).

4.15.3. Potensielle kilder

Grunnet tidligere kartlegging på og utenfor Stabil Alna malingfabrikk anses dette å være hovedkilden til forurensningen av sjøbunnen i området (NGU1990b, Noteby 1992). I tillegg til generelle forurensningsbidrag (trafikk, langtransport mm.) i et relativt trangt fjordavsnitt finnes det en fylling i nærområdet med avrenning til sjøen.

4.15.4. Tilstand og vurdering

De samlede miljøgiftforekomster (nyere og eldre data i tabell 17) for både tungmetaller og organiske miljøgifter (PCB og PAH) i området ved Hvitsten skyldes først og fremst tilførsler fra en definert punktkilde. Da prøvepunktet ikke anses helt representativt og sedimenttilstanden kan klassifiseres (vesentlig eldre data) som "nokså dårlig" til "meget dårlig" (tilstandsklasse III-V), tilsier dette at ytterligere undersøkelser derfor er nødvendig. Særlig bør kildens influensområdet og mulig påvirkning av organismer undersøkes. Dette bør gis høyeste prioritet .

Tabell 17. Forurensningsgrader mht. miljøgifter i sedimenter fra Hvitsten-området 1992-1995.

	As	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	PCB	DDT	PAH	TBT	THC
Hvitsten-området													
Denne undersøkelsen	1	2	1	1	1	1	1	1	3	2	3	2	1
Hvitsten (Noteby 1992)	3	5	3	4	3	3	2	2	5	-	-	-	-
Hvitsten (Noteby 1995)	2	5	2	3	3	2	-	-	5	-	-	-	-

5. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER

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

5.1. Tungmetaller

Generelt sett utgjorde ikke tungmetallene de dominerende forurensningene i de undersøkte havnene og områdene langs kysten av Vestfold, Østfold og sydlige deler av Akershus. Det ble kun registrert Hg-konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV (>3 mg/kg tørrvekt) i Sandefjord havn. I følgende havner ble det registrert tilstandsklasse III (0.6-3 mg/kg tørrvekt); resterende deler av Sandefjordsfjorden, Holmestrand, Horten og Moss. De samme havnene, med unntak av Horten, hadde også forhøyede Cd-forekomster tilsvarende tilstandsklasse III (1-5 mg/kg tørrvekt).

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, skipsmaling, offeranoder etc., jfr. SFT, 1993a). Sedimentene i følgende 3 havner; Sandefjord, Horten og Moss viste reellt forhøyede konsentrasjoner av disse metallene (ca. 150 mgCu/kg og/eller >300 mgZn/kg og/eller >120 mgPb/kg tørrvekt). De aktuelle prøvene i disse havnene ble nettopp tatt i nærområdet av skipsverft, for om mulig belyse potensielle tilførsler derfra.

Konklusjonen fra disse resultatene er derfor at metallforurensningene lokalt i Sandefjordsfjorden, Horten og Moss hovedsakelig tilskrives de lokale skipsverftene. I Holmestrand var ikke nivåene av de nevnte metaller like høye, men klart høyere enn på de fleste andre lokaliteter. I tillegg til tilførsler fra skipsverftene kommer naturlig nok lokale belastninger i form av f. eks. utslipp fra metallindustri, avrenning fra metallforurenset grunn og kommunale utslipp.

Med unntak av høye Hg-forekomster utenfor Hvitsten er det ikke funnet nevneverdig tungmetallforurensning i de resterende havner og kystområder som inngår i den orienterende undersøkelsen,.

5.2. TBT

Forekomstene av TBT i sedimentene, et stoff som har vært benyttet i skipsmaling (jfr. SFT 1993b), understøtter i vesentlig grad den første konklusjonen. Konsentrasjonene varierte fra deteksjonsnivået til 1977 µg/kg tørrvekt eller mer enn 650 ganger et foreløpig antatt bakgrunnsnivå. Følgende havner og kystområder (i stigende rekkefølge) hadde markert til meget kraftig TBT-forurensning i sedimentene (> 48 µg/kg tørrvekt eller > 16 ganger antatt bakgrunnsnivå); Tønsberg, Holmestrand, Horten, Sandefjord og Moss.

I områdene Stavern havn, Vrengensundet og Kambo ble det også registrert TBT i sedimentene, men kun svakt forhøyede konsentrasjoner (10-20 µg/kg tørrvekt).

Konklusjonen blir derfor at de forhøyede TBT-forekomstene i overflatesedimenter i de 5 områdene; Tønsberg, Holmestrand, Horten, Sandefjord og Moss synes i utstrakt grad å understøtte tungmetallforekomstene, og skyldes primært tilførsler fra nærliggende skipsverft. I tillegg forekommer det mer diffuse tilførsler, som følge av lekkasjer fra bunnstoff på båter og skip, spesielt ved stor trafikk. Resterende havner og områder hadde ingen nevneverdig TBT-forurensning dersom den orienterende undersøkelsen legges til grunn.

5.3. PAH

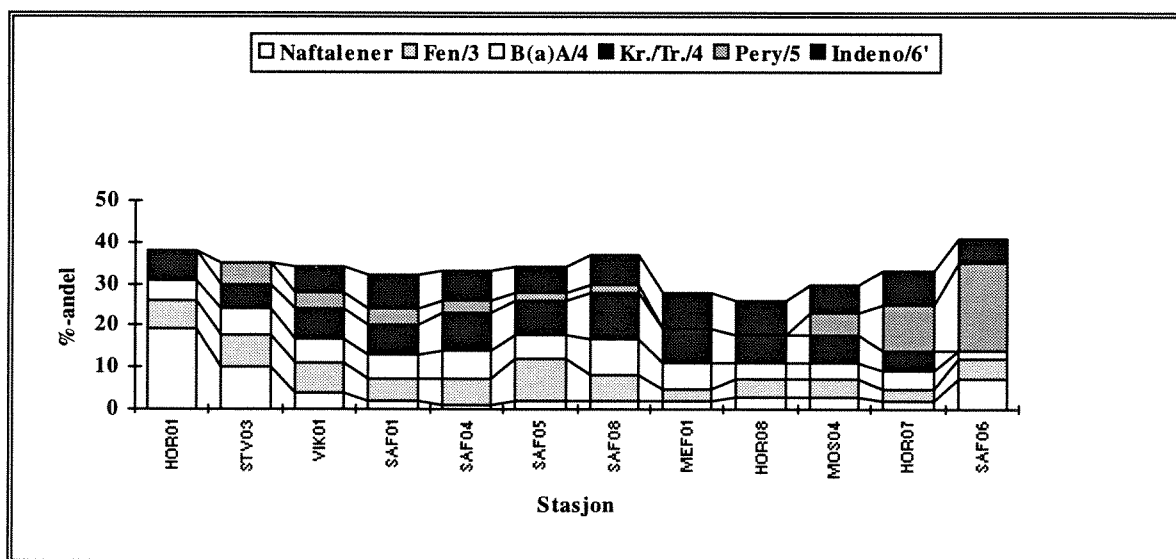
Forekomstene av PAH i overflatesedimentene var kvantitativt svært forskjellig fra lokalitet til lokalitet og opptrådte i hele intervallet mellom 0.2-52.4 mg/kg tørrvekt. Dette tilsvarer fra under normalnivå til ca. 175 ganger overkonsentrasjon. Følgende havner hadde sum PAH på mer enn 6 mg/kg tørrvekt,

tilsvarende en sedimenttilstand dårligere enn tilstandsklasse IV; Stavern, Sandefjord (3 stasjoner) og Horten. Videre ble det observert tilstandsklasse III (2-6 mg/kg tørrvekt) i Sandefjordsfjorden (5 av resterende 9 stasjoner), Vrengensundet, Holmestrand, Horten, Moss, Kambo og Hvitsten.

Derimot var den kvalitative sammensetningen av PAH-forekomstene mer entydige, hvor omkring 85% av prøvene var rent forbrenningsrelaterte med mer enn 30% KPAH-andeler. De resterende 15% av prøvene viste hovedsakelig et forbrenningsavledet opphav til PAH, men med en noe høyere andel av di-/heterosykliske forbindelser. De mest fremtredende enkeltforbindelsene besto av 4-6 ringer som fluoranten, pyren, chrysen, benzo(b)fluoranten, benzo(j,k)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(e)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene. Typisk for tilnærmet alle prøver var også innholdet av fenantren og benzo(a)antracen.

Totalt sett inneholdt 35% av prøvene de lavaromatiske forbindelsene naftalen, 1-metylnaftalen og/eller 2-metylnaftalen blant de 10-12 hovedkomponentene i PAH-sammensetningen (Figur 28). Disse prøvene var samtidig rike på de nevnte forbindelsene fenantren og benzo(a)antracen, noe som antyder at forekomsten også kan inneholde en del uforbrent koks, kullstøv e.l.

Prøven fra Moss indre havn (MOS02) synes å skille seg fra de andre prøvene ved sitt høye innhold av antracen og acenaftylen, sammen med fenantren og benzo(a)antracen, og indikerer en forekomst av f.eks. steinkull eller steinkulltjære i sedimentene. Dette stammer trolig fra et tidligere gassverk. Ingen av de undersøkte prøvene synes i særlig grad å være oljepåvirket, muligens med unntak av HOR01 fra det ytre havneområdet i Horten (figur 28).



Figur 28. Sammenstillinger av PAH-profiler basert på 10-12 dominerende forbindelser. Fellesforbindelsene fluoranten, pyren, benzo(b,k,j)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(e)pyren og benzo(ghi)perylene er utelatt. Naftalener utgjør summen av naftalen og metylnaftalener.

Konklusjonen blir at PAH-forurensningen i sedimentene i de undersøkte havner og kystområder, var med få unntak forbrenningsavledet som følge av diffuse tilførsler fra mange kilder. Både nivåer og kvalitetsmessig sammensetning var i samsvar med tidligere observasjoner i andre sammenlignbare steder langs Norskekysten. Dog skiller det seg ut lokaliteter bl.a. Stavern, Sandefjord, Horten og Moss, som må antas å være påvirket av mer definerte, men ulike punktkilder. Typiske kilder i så måte er kulldeponier, skipsverft og gassverk.

5.4. PCB

En av de mest alvorlige forurensningen i havnesedimentene langs kysten av Vestfold, Østfold og sydlig del av Akershus var innholdet av persistente klororganiske forbindelser dominert av PCB. Fra de beregnede total PCB-konsentrasjonene indikerte sedimentene i det meste av Sandefjordsfjorden, Vrengensundet og Horten havn, forurensningsgrad 4-5 (sterk til meget sterk forurensning) eller mer enn 100 µg/kg tørrvekt. I følgende havner ble det registrert forurensningsgrad 3 (markert forurensning); Stavern, Holmestrand, Moss, samt Kambo- og Hvitsten-området. Resterende havner og kystavsnitt kunne klassifiseres med forurensningsgrad 1-2, og da med helt ubetydelig forekomster i ytre Mefjorden, Bolærne-, Valløy- og Åsgårdstrand-området. Det ble ikke funnet PCB i ytre Viksfjorden.

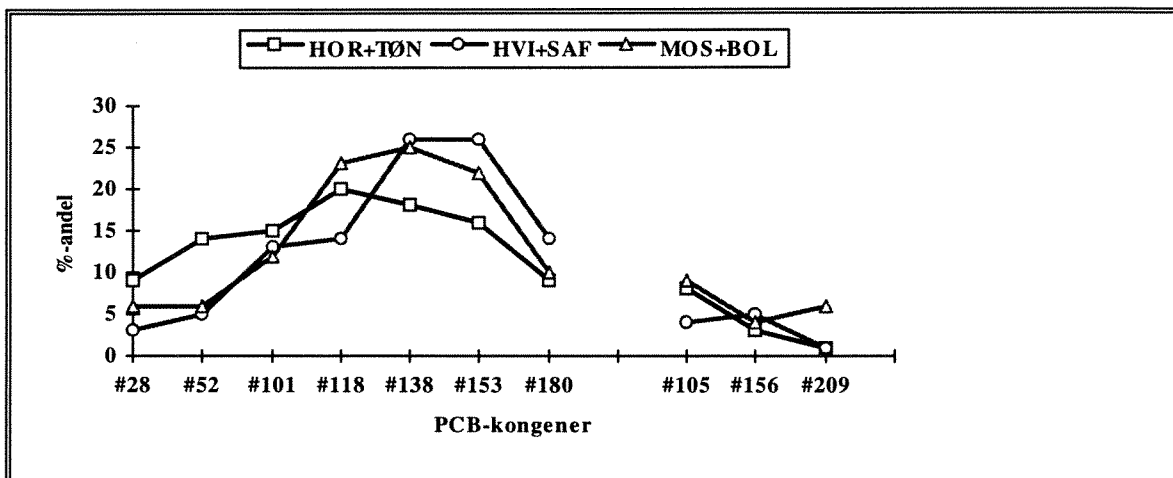
Ut fra profilene tyder kongener-sammensetningen i PCB-forekomsten på at det er kommersielle PCB-blandinger tilsvarende typen Aroclor 1254 som har vært mest brukt. Innslag av denne forholdsvis høyklorerte varianten forekom i stort sett alle prøver hvor PCB lot seg kvantifisere (tabell 18). Unntatt fra dette var kun enkeltstasjoner i Sandefjordsfjorden og Hvitsten, hvor Aroclor 1260 synes å opptre alene. I flere av de mest forurensede havnene opptrådte Aroclor 1254 og 1260 sammen. Dette forhold kan enten skyldes flere kilder eller at begge blandingene inngår samtidig i en rekke produkter. Kun svært lokalt, i Horten, Tønsberg og Moss (ytte havn), ble den lavklorerte varianter som tilsvarende Aroclor 1242 observert, men i blanding med de mer høyklorerte typene.

Tabell 18. Sedimentprøvenes profilsammensetning mht. PCB knyttet til kloreringsgrad i kommersielle Aroclor-blandinger. Lokaliteter angitt med ? er usikre pga. lave konsentrasjoner.

Aroclor	1242	1254	1260
HVI, SAF			X
STV, SAF, MEF?, VRE, BOL, VAL?, ÅSG?		X	
MOS, HOL, SAF		X	X
TØN, MOS?	X	X	
HOR	X	X	X

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. (Hutzinger et al. 1974). 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 foreløpig vanskelig å

knytte forekomstene til distinkte opphav, da et produkt i mange tilfeller kan inneholde en eller en 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. Men ved å sammenstille et utvalg gjennomsnittsprøfiler fremkommer noen påfallende forhold.



Figur 29. Utvalgte gjennomsnittsprøfiler for PCB i sedimenter fra ulike lokaliteter i sydlig del av Akershus, Østfold og Vestfold fylke.

Størst likhet er det mellom hovedprofilen (n=9) i sentrale deler av Sandefjordsfjorden og utenfor Hvitsten, hvor det begge steder finnes malingsfabrikker. Det var også tilnærmet identiske profiler i Horten (indre havn), Træla ved Tønsberg og i Kamfjordkilen innerst i Sandefjord havn (kfr. figur 29). Felles for disse lokalitetene er kort avstand til store sjønære avfallsfyllinger.

Det kunne også observeres en likhet mellom Mossesundet og Bolærne-området. Sammenhengen mellom disse lokaliteter er ikke åpenbar, men Bolærne ligger syd for Valløy og Slagentangen oljeraffinerier og i ytre deler av Mossesundet ligger både en tidligere oljeterminal og mottak for spillolje. Dersom dette forklarer sammenhengen kan det bety at olje enkelte steder kan fungere som transportmedium for PCB f. eks. i strømmende overflatevannmasser.

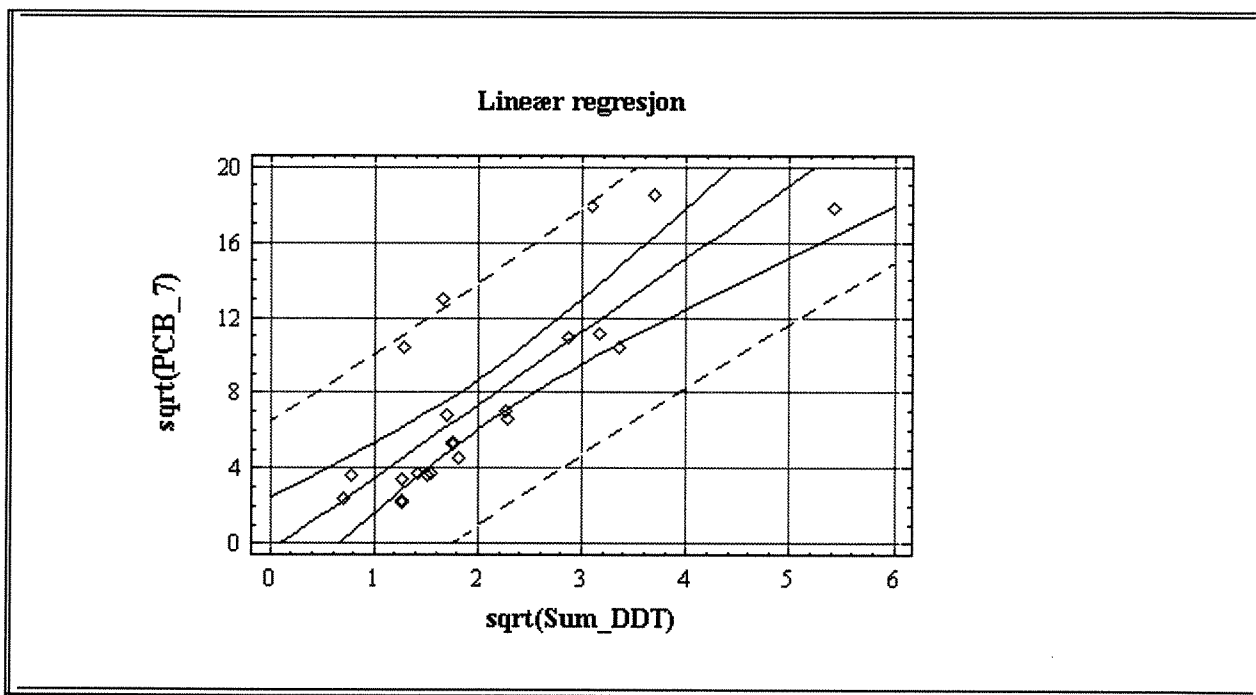
Konklusjonen er at PCB-forurensningen i de undersøkte områdene stedvis er omfattende, særlig i avgrensede havneområder og skyldes summen av mange tilførsler. Dette er fordi den mest fremtredende kommersielle PCB-typen som ble observert i overflatesedimentene var Aroclor 1254, som også er den hyppigst anvendte blandingen i en rekke produkter (Hutzinger et al. 1974). Dog kan det i enkelte havner antydes lokale punktkilder. En betydelig kilde i denne sammenheng er malingsprodukter, både i form av malingsproduksjon, tilsetninger i skipsmaling, deponering av malingsavfall osv. Det må også påpekes at tilstedeværende oljehydrokarboner kan være et viktig medium for spredningen av PCB i miljøet.

5.5. DDT og andre klororganiske forbindelser

Det ble funnet spor av DDT i to tredeler av prøvene (66%) i denne undersøkelsen, hvorav de markert høyeste konsentrasjonene (ca. 8-30 µg/kg tørrvekt) ble observert i indre deler av Sandefjordsfjorden. Dette er antatt å utgjøre fra ca. 15-60 ganger overkonsentrasjone relatert til et antatt bakgrunnsnivå. Et snitt for sum DDT for hele Sandefjordsfjorden var på omkring 9 µg/kg tørrvekt eller nær 3 ganger "dagens normalnivå" (2.5 ± 0.5 µgDDT/kg tørrvekt), som er observert langs hele kysten fra Nord-Trøndelag og sørover til Oslofjorden (jfr. Konieczny 1994a, 1994b, Konieczny og Juliussen 1995, Konieczny et al. 1994, JMP 1994/95 upubliserte data).

Til tross for klare variasjoner i DDT-nivåene i undersøkelsesområdet, kan det synes som om det er en sammenheng mellom disse og de målte konsentrasjoner av sum PCB-7 (figur 30). Det vil si at anrikning av DDT i sedimentene i stor grad følger anrikning av PCB. Dette indikerer at disse komponentene i noen tilfeller kan ha blitt anvendt til samme formål, som i skipsmaling og dermed har samme opphav. Alternativt stammer det meste av de observerte forekomstene av DDT og PCB fra samme kildeområde. En av mekanismene bak den diffuse tilførselen av klororganiske forbindelser kan derfor være avrenning fra avfalls-/deponiområder. PCB-holdig avfall er beviselig deponert på mange av de aktuelle områder hvor det også har forekommet utstrakt bruk av DDT til insektbekjempning.

Av andre persistente klororganiske forbindelser viste ingen av disse nevneverdige nivåer i sedimentene utover enkeltforekomster av HCB i størrelsesordenen 1-4 µg/kg tørrvekt (kfr. vedlegg 2).



Figur 30. Enkel regresjonsanalyse mellom konsentrasjoner av sumDDT og sumPCB-7 i overflatesedimenter. Data er $\sqrt{\quad}$ - transformert for beste tilnærming til normalfordeling. Regresjonslinjen; $y = 3.89 - 0.39x$ og $R^2 = 67.34\%$.

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

5.6. THC

Forekomstene av oljehydrokarboner var gjennomgående lave og langt lavere enn hva som normalt observeres i trafikkerte havneområder langs kysten. Det vil si at nærmere 60% av de undersøkte prøvene innehold mindre enn 50 mgTHC/kg tørrvekt. Bare unntaksvis, f. eks. i Sandefjordsfjorden og Moss havn, forekom det THC-konsentrasjoner i størrelsesordenen 100-300 mg/kg tørrvekt. Årsakene ligger trolig i det forhold at de fleste prøvestasjonene i denne undersøkelsen lå plassert i forholdsvis åpne havner, fjordsystemer og kystområder. Likevel anses også disse nivåene som svært moderate sammenliknet med mer avgrensede havneavsnitt langs kysten, hvor konsentrasjonene kan ligge mer enn 10 ganger høyere.

Konklusjonen blir derfor at oljeforurensningen i overflatesedimenter i de undersøkte deler av Vestfold, Østfold og syd i Akershus fylke, ikke synes å utgjøre noen vesentlig belastning. Likevel er nivåene så pass høye enkelte steder at dette kan ha betydning som transportmedium for andre langt mer alvorlige miljøgifter.

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.

Bakke, T., J. Knutzen og K. Kvalvågnes, 1986. Syrebek-deponiet ved raffineriet på Valløy. Effekter av deponiet på sjøområdet utenfor og vurdering av aktuelle tiltak. NIVA-rapport nr. O-85180, l. nr. 1840, 23s. ISBN 82-577-1047-4.

Berge, J. A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Overvåkingsrapport SFT nr. 446/91, TA nr. 744/1991. NIVA-rapport nr. O-895501/O-900346, l.nr. 2560, 192s. ISBN 82-577-2011-9.

Bjerknes, W., N. Green, J. Klungsøyr og S. Wilhelmsen, 1992. Undersøkelse av PCB i det marine miljø utenfor ubåtbunker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1 - innledende observasjoner. NIVA-rapport nr. O-92008, l.nr. 2789, 29s. ISBN 82-577-2175-1.

Björklund, I., 1987. Skeppsbottnfärgernas miljöeffkter. Rapport 7/87 fra Kemikalieinspektionen, 15s.(*)

Clarke, J. U., 1994. Evaluating methods for statistical analysis of less than detection limit data using simulated small samples. 2. General results. *In: E. Clark McNair, Jr. (Ed.), Dredging' 94. Proc. 2nd Intern. Conf. Dredging and Dredged material placement. Walt Disney World, Lake Buena Vista, Florida, 747-755.* ISBN 0-7844-0010-5.

De Voogt, P. og U. A. Th. Brinkman, 1989. Chap. 1. Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls, 3-45. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomedical Division).

Dowson, P. H., J. M. Bubb og J. N. Lester, 1993. Temporal distribution of organotins in the aquatic environment: Five years after the 1987 UK retail ban on TBT based antifouling paints. *Mar. Poll. Bull.*, 26, 9, 487-494.

- Espourteille, F.A., J. Greaves og R.J. Huggett, 1993.** Measurement of tributyltin contamination of sediments and *Crassostrea virginica* in the Southern Chesapeake Bay. Environ. Tox. Chem., 12, 305-314.
- Green, N., 1988.** Felles europeisk overvåkingsprogram (JMP) i Norge. Overvåking av miljøgifter i sjøvannsmiljø. Oslofjord-området, Sørfjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjord-området 1984-1985. NIVA-rapport nr. O-80106, l.nr. 2139, 76s. (*)
- Green, N. W., 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. (*)
- Gulliksen, C.-Chr., 1991.** Oppmudring i småbåthavnen i Sandefjord. Kjemiske analyser utført av SI (Senter for industriell forskning) av typiske og utvalgte prøver av sjøbunnsmassene. Resultater, konklusjon. Grunn-Teknikk as., Notat/brev, 9s.
- Helland, A., 1993.** Kartlegging av tungmetaller i sedimentene i Hortenkanalen for Borre kommune. NIVA-rapport nr. O-92069, l. nr. 2851, 25s. ISBN 82-577-2250-2.
- Hjellnes COWI, 1992.** Environmental control of sea bottom at Kambo Plant 15.5.92. Hjellnes COWI rapport for NSO A/S.
- 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.
- Jenssen, P. D., S. Andersen, M. Schaanning og S. Sæland, 1992.** Kartlegging av utlekking fra deponi ved Vera Fabrikker A/S, Sandefjord. Jordforsk-rapport nr. 7.0706-02/3, 58s.
- Kaarstad, I. og T. Telfer, 1991.** 1990 environmental monitoring survey of the Gullfaks Field. IKU-rapport nr. 22.1968.00/01/90, 249s.
- Knutzen, J., 1992.** Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine organisms. A review. NIVA-rapport nr. E-90408/O-91943, l.nr. 2717, 40s. ISBN 82-577-2079-8.

- Knutzen, J. 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.
- 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., 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. og A. Juliussen, 1995.** Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. SFT-overvåkingsrapport nr. 587/94, TA nr. 1159/1994. NIVA-rapport nr. O-93177, l. nr. 3275, 185s. ISBN 82-577-2780-6.
- Konieczny, R.M., 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.
- Kvalvågnæs, K. og J. Knutzen, 1988.** Syrebek-deponiet ved raffineriet på Valløy II. PAH-innhold i blåskjell i deponiets nærområde. NIVA-rapport nr. O-85180, l. nr. 2147, 19s. ISBN 82-577-1429-1.
- Løkken, B., 1993.** Rapportering og dumping i Vestfold 1992. Brev til SFT den 5.5.1993, 2s.

- 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 1990.** Resipientundersøkelse i Larviksfjorden 1989. Prosj.nr. P89-045, 181s.
- NGU, 1989.** Avfallsfyllinger og industritomter med deponert spesialavfall Vestfold fylke. NGU-rapport nr. 89.069, 152s. ISSN 0800-3416.
- NGU, 1990a.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Østfold fylke. NGU-rapport nr. 90.083, 130s. ISSN 0800-3416.
- NGU, 1990b.** Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Akershus fylke. NGU-rapport nr. 90.084, 170s. ISSN 0800-3416.
- Niemistö, L., 1974.** A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr., Helsinki, 238, 33-38.
- Norges sjøkartverk, 1993.** Den norske los. Farvannsbeskrivels Svenskegrensen - Langesund. Statens kartverk, Norges sjøkartverk, bind 2A, utgave 2, Stavanger 1993, 350s. ISBN 82-90653-03-4.
- Noteby, 1992.** Stabil Alna malingfabrikk, Hvitsten. Forurensninger i grunnen. Spredning til sjø, kartlegging og vurdering. Noteby-rapport nr. 43168-1.
- Noteby, 1995.** Stabil fabrikk, Hvitsten. Prøvetaking grunnvann og bunnsedimenter. Datarapport. Noteby-rapport nr. 43168-2.
- Næs, K. og E. Oug, 1991.** Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Friertfjorden 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.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993a.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Generell del. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. General part). SFT-veiledning Nr. 93:01, TA-921/1993, 20s. ISBN 82-7655-101-7.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993b.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Short version). SFT-veiledning Nr. 93:02, TA-922/1993, 20s. ISBN 82-7655-102-5.
- SFT, 1993a.** Sandblåsing av skip. SFT-rapport nr. 93:07, TA nr. 948/1993, 48s. ISBN 82-7655-115-7.
- SFT, 1993b.** Materialstrømsanalyse av tinnorganiske forbindelser. SFT-rapport nr. 94:07, TA nr. 1046/94, 43s. ISBN 82-7655-202-1.
- SI, 1985a.** Analyse av PAH i olje-koks. Upublisert rapport til ESSO NORGE a.s., 2s.

- SI, 1985b.** Analyse av PAH i blåskjell tatt på Valleraffineriets østside, rett syd for syrebek i sjøen. Upublisert rapport til ESSO NORGE a.s., 3s.
- SI, 1986.** Analyse av PAH i 4 sedimentprøver tatt utenfor Valløy. Upublisert rapport til ESSO NORGE a.s., 3s.
- Siljeholm, J., 1985a.** Vannforurensninger og tiltak mot vannforurensninger ved Esso raffineriet på Slagentangen. En miljøkjemisk analyse og "kost/nytte" vurdering. Hovedfagsoppg., Univ. i Oslo, 255s.
- Siljeholm, J., 1985b.** Rapport om olje, syrebek og undervannsbiologi utenfor raffineriet på Valløy. En kort oversiktsanalyse. ESSO NORGE a.s., rapport, 17s.
- Skagestad, B., 1975.** Mudring i Sandefjord havn. VIAK as. Note/brev, 4s.
- 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.
- Tait, R.V., 1978.** Elements of marine ecology. An introductory course. 2nd edition, Butterworths, London, Boston, 314pp. ISBN 0-408-70304-0.
- Thrane, K. E., 1988.** A study of the impact of the aluminium industry on the air quality with respect to polycyclic aromatic hydrocarbons. Dr. Phil. Thesis, Univ. Oslo, 80s + vedlegg.
- Walday, M. og A. Helland, 1994.** Orienterende undersøkelse av metallinnhold i sediment og blåskjell utenfor Langøya i Holmestrandsfjorden. NIVA-rapport nr. O-94077, l. nr. 3057, 22s. ISBN 82-577-2521-8.

VEDLEGGSTABELLER

Vedleggstabell 1. Stasjonsdata og posisjoner for Sonderende undersøkelser - Fase 2, 1994.
SK= sjøkart, HS = havneserien.

Kode lokalitet	Prøve nr.	Lokalitet	Stasjons beskrivelse	GPS Pos. N	GPS Pos. E	Vanndyp	Kart referanse
STV	01A	Stavern havn	Hovedkaia	58 59.795	10 02.753	12 m	SK2
STV	01B	Stavern havn	Hovedkaia	58 59.795	10 02.753	12 m	SK2
STV	02A	Stavern havn	Ytre molo	58 59.975	10 02.697	6 m	SK2
STV	02B	Stavern havn	Ytre molo	58 59.975	10 02.697	6 m	SK2
STV	03A	Stavern havn	Indre havn	59 00.473	10 02.602	6 m	SK2
STV	03B	Stavern havn	Indre havn	59 00.473	10 02.602	6 m	SK2
VIK	01A	Viksfjorden	Ytre fjord	59 01.214	10 05.900	32 m	SK2
VIK	01B	Viksfjorden	Ytre fjord	59 01.214	10 05.900	32 m	SK2
SAF	01A	Sandefjordsfjorden	v/ utslipp	59 04.959	10 14.775	56 m	HS480
SAF	01B	Sandefjordsfjorden	v/ utslipp	59 04.959	10 14.775	56 m	HS480
SAF	02A	Sandefjordsfjorden	Volvo/Tranga	59 06.144	10 14.051	35 m	HS480
SAF	02B	Sandefjordsfjorden	Volvo/Tranga	59 06.144	10 14.051	35 m	HS480
SAF	03A	Sandefjordsfjorden	Hystastranda	59 06.333	10 13.945	28 m	HS480
SAF	03B	Sandefjordsfjorden	Hystastranda	59 06.333	10 13.945	28 m	HS480
SAF	04A	Sandefjordsfjorden	Pronova/Jotun	59 06.492	10 13.762	26 m	HS480
SAF	04B	Sandefjordsfjorden	Pronova/Jotun	59 06.492	10 13.762	26 m	HS480
SAF	05A	Sandefjordsfjorden	Kilen	59 07.580	10 14.260	5 m	HS480
SAF	05B	Sandefjordsfjorden	Kilen	59 07.580	10 14.260	5 m	HS480
SAF	06A	Sandefjordsfjorden	Sentralhavna	59 07.460	10 13.830	8 m	HS480
SAF	06B	Sandefjordsfjorden	Sentralhavna	59 07.460	10 13.830	8 m	HS480
SAF	07A	Sandefjordsfjorden	Mek.verksted	59 06.850	10 13.850	12 m	HS480
SAF	07B	Sandefjordsfjorden	Mek.verksted	59 06.850	10 13.850	12 m	HS480
SAF	08A	Sandefjordsfjorden	Slipp SV	59 07.130	10 13.800	16 m	HS480
SAF	08B	Sandefjordsfjorden	Slipp SV	59 07.130	10 13.800	16 m	HS480
SAF	09A	Sandefjordsfjorden	Tranga N	59 06.760	10 13.720	22 m	HS480
SAF	09B	Sandefjordsfjorden	Tranga N	59 06.760	10 13.720	22 m	HS480
SAF	10A	Sandefjordsfjorden	Ytre fjord	59 05.360	10 14.560	53 m	HS480
SAF	10B	Sandefjordsfjorden	Ytre fjord	59 05.360	10 14.560	53 m	HS480
SAF	11A	Sandefjordsfjorden	Dumpefelt	59 04.390	10 14.950	70 m	HS480
SAF	11B	Sandefjordsfjorden	Dumpefelt	59 04.390	10 14.950	70 m	HS480
SAF	12A	Sandefjordsfjorden	Ref. stasjon	59 04.060	10 14.950	85 m	HS480
SAF	12B	Sandefjordsfjorden	Ref. stasjon	59 04.060	10 14.950	85 m	HS480
MEF	01A	Mefjorden	Ytre fjord	59 03.677	10 17.300	26 m	SK2
MEF	01B	Mefjorden	Ytre fjord	59 03.677	10 17.300	26 m	SK2
VRE	01A	Vrengensundet	Kjem. fabr.	59 10.150	10 23.670	30 m	SK2
VRE	01B	Vrengensundet	Kjem. fabr.	59 10.330	10 23.900	19 m	SK2
BOL	01A	Bolærne	Nord	59 13.475	10 28.875	31 m	SK2
BOL	01B	Bolærne	Nord	59 13.475	10 28.875	31 m	SK2
TØN	01A	Tønsbergfjorden	Trælaområdet	59 14.900	10 26.700	11 m	HS468
TØN	01B	Tønsbergfjorden	Trælaområdet	59 14.900	10 26.700	11 m	HS468

Vedleggstabell 1. Fortsetter

Kode lokalitet	Prøve nr.	Lokalitet	Stasjons beskrivelse	GPS Pos. N	GPS Pos. E	Vanndyp	Kart referanse
VAL	01A	Valløy-området	Valløy raff.	59 15.428	10 29.558	12 m	HS468
VAL	01B	Valløy-området	Valløy raff.	59 15.450	10 29.320	15 m	HS468
VAL	02A	Valløy-området	Valløy-området	59 16.286	10 31.176	73 m	HS468
VAL	02B	Valløy-området	Valløy-området	59 16.286	10 31.176	73 m	HS468
ÅSG	01A	Åsgårdstrand	Ytre havn	59 21.100	10 28.622	13 m	HS481
ÅSG	01B	Åsgårdstrand	Ytre havn	59 21.100	10 28.622	13 m	HS481
HOL	01A	Holmestrand-området	Sjøpølfyllinga	59 28.760	10 20.500	75 m	SK3
HOL	01B	Holmestrand-området	Sjøpølfyllinga	59 28.760	10 20.500	75 m	SK3
HOL	02A	Holmestrand-området	Hydro	59 29.380	10 19.190	45 m	SK3
HOL	02B	Holmestrand-området	Hydro	59 29.380	10 19.190	45 m	SK3
HOL	03A	Holmestrand-området	Indre havn	59 29.410	10 19.180	15 m	SK3
HOL	03B	Holmestrand-området	Indre havn	59 29.410	10 19.180	15 m	SK3
HOR	01A	Horten havn	Kanal utløp	59 24.927	10 30.200	12 m	HS486
HOR	01B	Horten havn	Kanal utløp	59 24.927	10 30.200	12 m	HS486
HOR	02A	Horten havn	Fergehavn	59 24.530	10 30.800	30 m	HS486
HOR	02B	Horten havn	Fergehavn	59 24.530	10 30.800	30 m	HS486
HOR	03A	Horten havn	Innløp mot N	59 26.662	10 29.204	10 m	HS486
HOR	03B	Horten havn	Innløp not N	59 26.662	10 29.204	10 m	HS486
HOR	04A	Horten havn	Sentralhavn	59 25.998	10 28.547	19 m	HS486
HOR	04B	Horten havn	Sentralhavn	59 25.998	10 28.547	19 m	HS486
HOR	05A	Horten havn	Indre havn	59 25.696	10 28.615	11 m	HS486
HOR	05B	Horten havn	Indre havn	59 25.696	10 28.615	11 m	HS486
HOR	06A	Horten havn	Mellomøya	59 27.030	10 27.673	76 m	HS486
HOR	06B	Horten havn	Mellomøya	59 27.030	10 27.673	76 m	HS486
HOR	07A	Horten havn	Løvøya	59 26.870	10 25.475	50 m	HS486
HOR	07B	Horten havn	Løvøya	59 26.870	10 25.475	50 m	HS486
HOR	08A	Horten havn	Nordvest	59 26.877	10 23.650	88 m	HS486
HOR	08B	Horten havn	Nordvest	59 26.877	10 23.650	88 m	HS486
MOS	01A	Moss havn	Kanal syd	59 24.970	10 38.910	24 m	HS482
MOS	01B	Moss havn	Kanal syd	59 24.970	10 38.910	24 m	HS482
MOS	02A	Moss havn	Indre havn	59 26.250	10 39.230	34 m	HS482
MOS	02B	Moss havn	Indre havn	59 26.250	10 39.230	34 m	HS482
MOS	03A	Mossesundet	Kambo NSO	59 28.970	10 40.830	83 m	HS482
MOS	03B	Mossesundet	Kambo NSO	59 28.970	10 40.830	83 m	HS482
MOS	04A	Mossesundet	Son havn	59 31.450	10 41.000	24 m	SK4
MOS	04B	Mossesundet	Son havn	59 31.450	10 41.000	24 m	SK4
HVI	01A	Hvitsten	Katten	59 35.800	10 38.510	20 m	SK4
HVI	01B	Hvitsten	Katten	59 35.800	10 38.515	15 m	SK4

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

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne lengder	Beskrivelse
STV 01A	0-2 cm	25-28 cm	Topp 1 cm gråbrunt, bløtt slam med fecal pellets og polychaeter, over mørkegrå, siltig leire ned til 16 cm. Bioturbert til 5 cm. Fastere nedover med skallgrus og kullbiter.
STV 01B	0-2 cm	23 cm	Som over, men noe mørkere farge. Mye kullstøv.
STV 02A	0-2 cm	11-14 cm	Topp 1 cm gråbrunt, bløtt slam med fecal pellets, over mørkegrå, sandig leire med flis nedover. Kull på 5 cm. H ₂ S-lukt i bunnen.
STV 02B	0-2 cm	16 cm	Som over.
STV 03A	0-2 cm* 2-5 cm*	15 cm	Topp 1 cm gråbrunt, bløtt slam med sand, over mørkegrå, sandig leire ned. Svak H ₂ S-lukt. Ca. 1/3 full grabb.
STV 03B	0-2 cm*	15 cm	Som over.
VIK 01A	0-2 cm	27-37 cm	Topp 2 cm olivengrått, bløtt slam med fecal pellets, over mørkegrå, siltig leire til 12 cm. Derfra grå, siltig til sandig leire ned.
VIK 01B	0-2 cm	42 cm	Som over, men bioturbert ned til 10 cm.
SAF 01A	0-2 cm	59-61 cm	Topp 1 cm brunlig, bløtt slam, med fecal pellets og slangestjerner over mørkegrå siltig leire, bioturbert ned til 20 cm. Lysere grå leire fra 45 cm ned til bunnen.
SAF 01B	0-2 cm	55 cm	Som over.
SAF 02A	0-2 cm	40-53 cm	Topp 2 cm olivengrå, bløtt slam med fecal pellets, over mørkegrå, bløt, siltig leire til 15 cm. Derfra fastere, grønnlig til gråsort siltig leire til 30 cm. Lysere grå mot bunnen.
SAF 02B	0-2 cm	48 cm	Som over.
SAF 03A	0-2 cm	26-37 cm	Topp 2 cm olivengrå, bløtt slam med fecal pellets og skallgrus, over mørkegrå, siltig leire til 25 cm. Bioturbert til 10 cm. Videre fastere, lysere grå siltig leire ned.
SAF 03B	0-2 cm	28 cm	Som over.
SAF 04A	0-2 cm	10-35 cm	Topp 2 cm olivengrå, bløtt slam med fecal pellets, polychaeter og noe grus, over gråsort, sandig leire. Bioturbert til 20 cm. Videre fastere, sandig leire ned.
SAF 04B	0-2 cm	30 cm	Som over
SAF 05A	0-2 cm 2-5 cm 5-10 cm 10-15 cm 15-20 cm 20-25 cm 25-30 cm	36-37 cm	Topp 2 cm bløtt, sort slam med skallgrus, over sort til gråsort, bløt leire nedover. Fastere siltig leire mot bunnen. Mye flis og kraftig H ₂ S-lukt.
SAF 05B	0-2 cm	36 cm	Som over.
SAF 06A	0-2 cm	20-30 cm	Homogen sandig, lysegrå fast leire. Gravende musling på 15 cm. Kullbiter og erosjonspåvirket.
SAF 06B	0-2 cm	29 cm	Som over.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne lengder	Beskrivelse
SAF 07A	0-2 cm	19-30 cm	Topp 2 cm bløtt, olivengrått slam, med fecal pellets og noe skallgrus, over gråsort, bløt leire ned til 10 cm. Bioturbert til 5 cm. Videre fastere, mørkegrå fra 20 cm. H ₂ S-lukt, petrokaks og kull.
SAF 07B	0-2 cm	23 cm	Som over med polychaeter.
SAF 08A	0-2 cm	30-38 cm	Topp 2 cm bløtt, olivengrått slam over bløt, sort leire til 23 cm. Videre mørkegrå, faster leire med noe grov sand. H ₂ S-lukt.
SAF 08B	0-2 cm	29 cm	Som over.
SAF 09A	0-2 cm	20-37 cm	Topp 3 cm bløtt grågrønt slam, med fecal pellets, over mørkegrå siltig leire til 28 cm. Bioturbert til 5 cm. Videre grå, sandig leire. Grus og flint i bunnen.
SAF 09B	0-2 cm	37 cm	Som over, men mer grov grus i kjernen.
SAF 10A	0-2 cm	51 cm	Topp 2 cm bløtt brunlig slam, med fecal pellets, polychaeter og slangestjerner, over grå siltig leire gradvis fastere til 45 cm. Bioturbert til 15 cm. Videre grå siltig leire ned. H ₂ S-lukt i bunnen.
SAF 10B	0-2 cm	41 cm	Som over med gravende organisme.
SAF 11A	0-2 cm 5-10 cm 15-20 cm	53-61 cm	Topp 2 cm bløtt, olivengrått slam, over mørkegrått, grovt materiale til 5 cm. Bioturbert til 15 cm. Videre mørkegrå siltig leire til 45 cm, lysre til 55 cm og grå fast ned. Dumpesoner 5-10 cm og 15-20 cm.
SAF 11B	0-2 cm	64 cm	Som over.
SAF 12A	0-2 cm	61-63 cm	Topp 2 cm grågrønt, bløtt slam og bioturbert til 25 cm. Derfra vekslende grå til mørkegrå, siltig leire nedover. Fastere mot bunnen.
SAF 12B	0-2 cm	63 cm	Som over.
MEF 01A	0-2 cm	26-43 cm	Topp 2 cm olivengrått, bløtt slam, med fecal pellets og skallgrus til 5 cm, over grå siltig leire. Bioturbert til 15 cm (polychaeter). Fastere siltig leire mot bunnen.
MEF 01B	0-2 cm	43 cm	Som over, men bioturbert til 20 cm.
VRE 01A	0-2 cm	29-52 cm	Topp 0.5 cm grågrønt, slam med fecal pellets over 0.5 cm svart leire svak H ₂ S. Videre gråsort til grå og fastere siltig leire ned. Dumpemateriale på 4 cm. Noe grus i bunnen.
VRE 01B	0-2 cm	22 cm	Topp 3 cm grågrønt, grovt med noe slam, fecal pellets og skallgrus, over svart sandig leire. Bioturbert til 10 cm. Videre gråsort til lysere og fastere siltig leire ned. Noe grus i bunnen. Svak H ₂ S på 2 cm.
BOL 01A	0-2 cm	61-68 cm	Topp 2 cm gråbrunt, bløtt slam med fecal pellets og slangestjerner over grå siltig leire til 25 cm. Bioturbert til 15 cm. Videre fastere og lysere ned til 50 cm. Lys grå leire i bunnen.
BOL 01B	0-2 cm	70 cm	Som over.
TØN 01A	0-2 cm	66-72 cm	Topp 0.5 cm gråbrunt, bløtt slam over sort, organisk rikt, bløt leire til 45 cm. Derfra noe fastere gråsort til 55 cm og mørkegrå siltig leire ned. Sterk H ₂ S-lukt hele kjernen.
TØN 01B	0-2 cm	68 cm	Som over
VAL 01A	0-2 cm	32-43 cm	Topp 1 cm bløtt, gråbrunt slam med fecal pellets over mørkegrå, siltig leire. Bioturbert til 5 cm. Fastere og grå neover.
VAL 01B	0-2 cm	27 cm	Som over.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne lengder	Beskrivelse
VAL 02A	0-2 cm	32 cm	Topp 1 cm bløtt, gråbrunt slam med fecal pellets over mørkegrå, siltig leire. Bioturbert til 10 cm. Fastere og grå neover.
VAL 02B	0-2 cm	32 cm	Som over.
ÅSG 01A	0-2 cm	9-20 cm	Topp 1 cm bløtt, gråbrunt, sandig slam med polychaeter over grå, sandig ned til 5 cm. Fastere og grå sandig leire neover.
ÅSG 01B	0-2 cm	15 cm	Som over.
HOL 01A	0-2 cm	46-59 cm	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets og polychaeter, over gråere og fastere homogen siltig leire til 25 cm. Manganfelling på 3 cm og bioturbert til 5 cm. Lysere og fastere leire nedover.
HOL 01B	0-2 cm	51 cm	Som over.
HOL 02A	0-2 cm	20-36 cm	Topp 1 cm olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets og polychaeter, over gråsort siltig leire. Bioturbert til 5 cm. Lysere grå, sandig leire nedover. Kullfragmenter.
HOL 02B	0-2 cm	28 cm	Som over.
HOL 03A	0-2 cm	29-31 cm	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets og polychaeter, over bløt, mørkegrå siltig leire med organisk materiale. H ₂ S-lukt.
HOL 03B	0-2 cm	34 cm	Topp 1 cm rødlig olivengrønn, bløtt slam, over bløt, gråsort sandig leire med organisk materiale. Noe skallgrus og flis i bunnen H ₂ S-lukt.
HOR 01A	0-2 cm	20 cm	Topp 0.5 cm olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets, over sandig leire. Mangan på 2 cm og bioturbert til 5 cm. Videre mørkegrå sandig leire neover. Noe skallgrus.
HOR 01B	0-2 cm	18 cm	Som over.
HOR 02A	0-2 cm	34-46 cm	Topp 1 cm olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets, over myk, siltig leire til 10 cm. Fastere ned til 20 cm og derfra lysere til bunnen.
HOR 02B	0-2 cm	45 cm	Som over.
HOR 03A	0-2 cm	15-23 cm	Sandig olivengrøtt, slam med fecal pellets, over mørkere sand med grus og skallfragmenter til 15 cm. Sandig mørkegrå sandig leire neover. Olje i vannfasen.
HOR 03B	0-2 cm	20 cm	Som over.
HOR04A	0-2 cm 2-5 cm 5-10 cm 15-20 cm 20-25 cm 25-30 cm	61-75 cm	Topp 5-10 cm fluffy, organisk rikt, sort slam over i sort svært bløt leire. Derfra bløt, gråsort siltig leire til 30 cm og mørkegrå til 45-50 cm. Noe lysere og fastere nedover. H ₂ S-lukt i hele kjernen.
HOR 04B	0-2 cm	67 cm	Som over.
HOR 05A	0-2 cm 10-15 cm	63-70 cm	Topp 2 cm fluffy, organisk rikt, sort slam over i sort, svært bløt leire til 8 cm. Derfra fastere og sort siltig leire til 15 cm. Videre mørkegrå til 45 cm. Olivengrå og fastere nedover. H ₂ S-lukt og olje.
HOR 05B	0-2 cm	53 cm	Som over og med bakterier på toppen.

Vedleggstabell 2. Fortsetter.

Prøve nr.	Sediment nivå	Kjerne lengder	Beskrivelse
HOR 06A	0-2 cm	38-65 cm	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets, over fastere og olivengrå siltig leire nedover. Bioturbert til 10 cm. Fastere og lysere grå nedover.
HOR 06B	0-2 cm	38 cm	Som over, men lukt av olje.
HOR 07A	0-2 cm	41 cm	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets, over grå siltig leire nedover. Bioturbert til 10 cm. Fastere og lysere grå nedover.
HOR 07B	0-2 cm	36 cm	Som over.
HOR 08A	0-2 cm	37-62 cm	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets og polychaeter, over mørkegrå siltig leire til 35 cm. Bioturbert til 10 cm. Videre lysere og fastere grå nedover.
HOR 08B	0-2 cm	41 cm	Som over.
MOS 01A	0-2 cm	42-47 cm	Topp 2 cm olivengrøtt, bløtt slam, over mørk grågrønn siltig, bioturbert leire til 10 cm. Videre grå og fastere til 25 cm, over grå noe sandig leire nedover.
MOS 01B	0-2 cm	43 cm	Som over.
MOS 02A	0-2 cm	56-65 cm	Topp 2 cm grønnlig sort, bløtt slam, med bakterievekst. Derfra sort, bløt, sandig og fiberrik leire i veksling (3, 15 og 30 cm). Noe fastere, mørkgrå leire neover. Olje, metangass og H ₂ S-lukt.
MOS 02B	0-2 cm	61 cm	Som over, noe mer metangass.
MOS 03A	0-2 cm	50-54 cm	Topp 3 cm mørk olivengrøtt, bløtt slam med fecal pellets, over olivengrå siltig leire med sorte lag. Grus på 20 cm. Fastere og grå fra 40 cm. Olje og svak H ₂ S-lukt.
MOS 03B	0-2 cm	47 cm	Som over.
MOS04A	0-2 cm 2-5 cm 5-15 cm	33-47 cm	Topp 3 cm brunlig, bløtt slam med fecal pellets, over sort organisk lag ned til 5 cm. Bioturbert til 7 cm. Videre mørkgrå til sort, siltig leire ned til 25 cm, lysere mot bunnen. Visuell olje.
MOS 04B	0-2 cm	40 cm	Som over.
HVI 01A	0-2 cm*	20 cm	Gråbrun sand med skallfragmenter over sandig leire.
HVI 01B	0-2 cm*	20 cm	Som over.

Vedleggstabell 3. Analyseprogram for sedimenter fra Sonderende undersøkelser - Fase 2, 1994. *= Andre klororganiske forbindelser, **= 8 metaller.

Prøve nr.	Sed. nivå	PCB	DDT*	PAH	MET**	THC	TBT	Kommentar
STV01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
STV01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
STV02A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
STV02B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
STV03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
STV03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
STV03B	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
VIK01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
VIK01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF04A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF04B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF05A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF05A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAF05A	5-10 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAF05A	10-15 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAF05A	15-20 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAF05A	20-25 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAF05A	25-30 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
SAF05B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF06A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF06B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF07A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF07B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF08A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF08B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF09A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF09B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF10A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF10B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF11A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF11B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
SAF12A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
SAF12B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
MEF01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
MEF01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
VRE01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
VRE01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	

Vedleggstabell 3. Fortsetter.

Prøve nr.	Sed. nivå	PCB	DDT*	PAH	MET**	THC	TBT	Kommentar
BOL01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
BOL01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
TØN01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
TØN01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
VAL01A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
VAL01B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
VAL02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
VAL02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
ÅSG01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
ÅSG01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOL01A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOL01B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOL02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HOL02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOL03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HOL03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOR01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HOR01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOR02A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR02B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HOR03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOR04A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HOR04A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR04A	5-10 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR04A	10-15 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR04A	15-20 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR04A	20-25 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR04A	25-30 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR04B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOR05A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HOR05A	10-15 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR05B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOR06A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HOR06B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOR07A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HOR07B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HOR08A	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
HOR08B	0-2 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert

Vedleggstabell 3. Fortsetter.

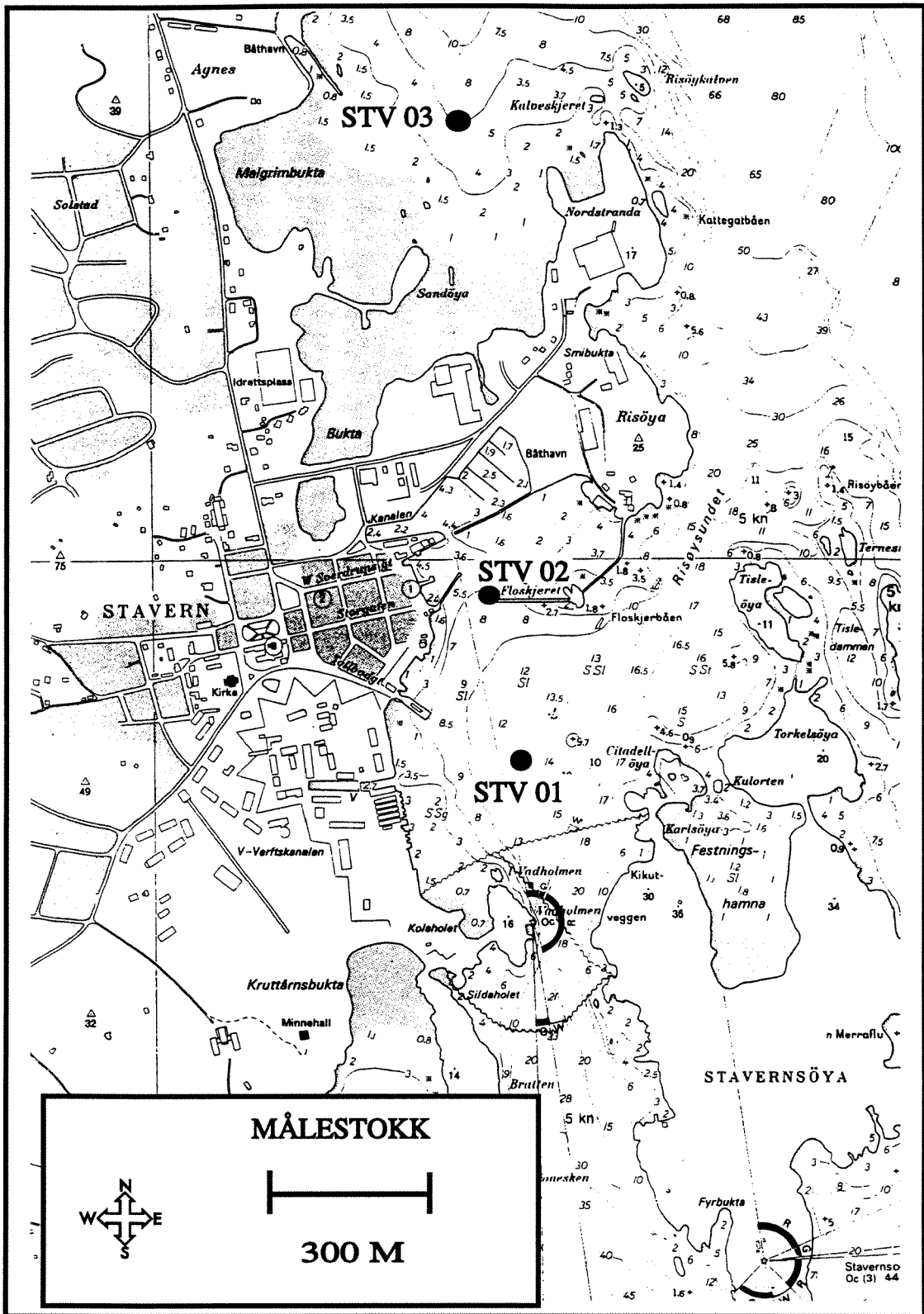
Prøve nr.	Sed. nivå	PCB	DDT*	PAH	MET**	THC	TBT	Kommentar
MOS01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
MOS01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
MOS02A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
MOS02B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
MOS03A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
MOS03B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
MOS04A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
MOS04A	2-5 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
MOS04A	5-15 cm	-	-	-	-	-	-	Ikke analysert
MOS04B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	
HVI01A	0-2 cm	X	X	X	X	-	X	
HVI01B	0-2 cm	-	-	-	-	X	-	

VEDLEGGFIGURER

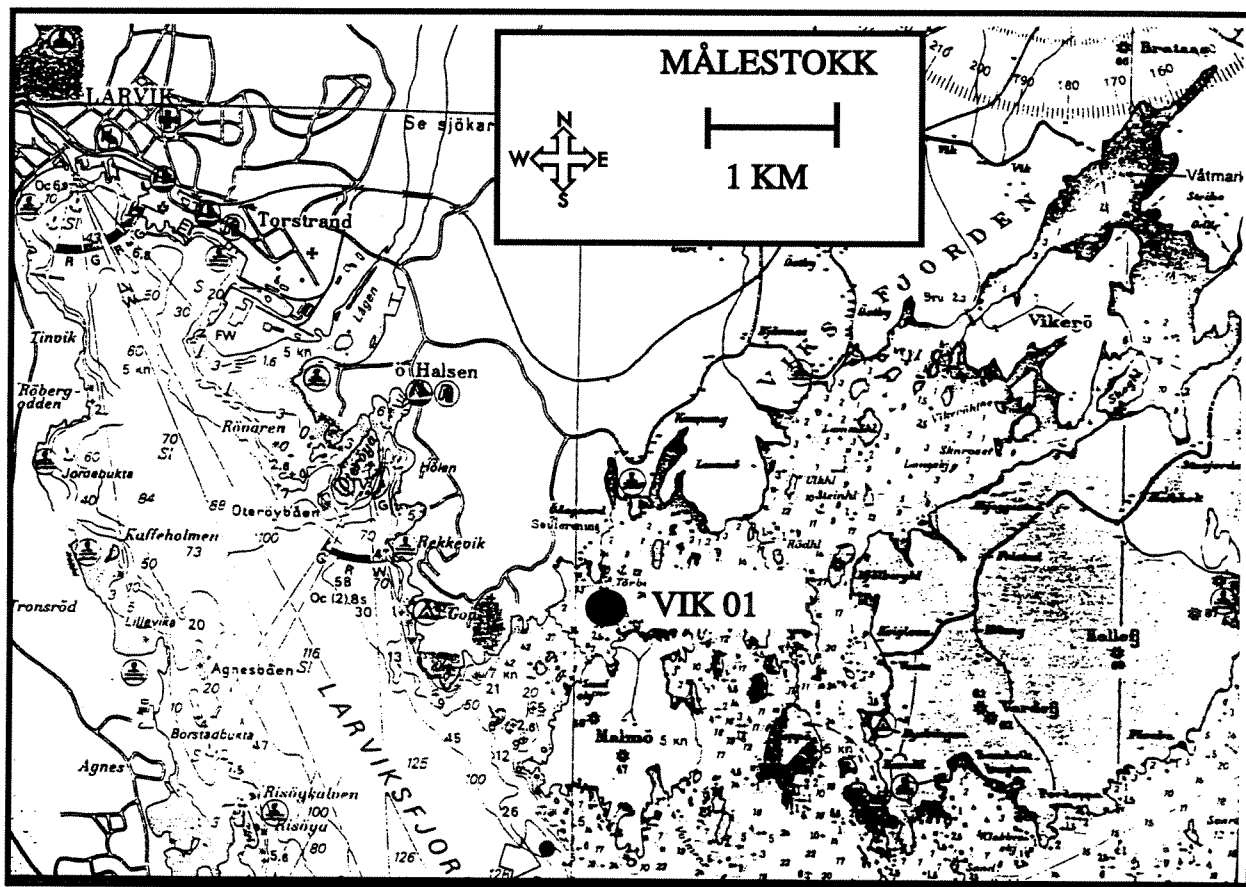
Stasjonskart

Sedimentstasjonene er gitt ved tre-bokstavskode relatert lokalitet og fortløpende nummerering. For nøyaktig plassering av sedimentstasjoner jfr. kartreferanse, GPS-posisjoner og vanndyp angitt i vedleggstabell 1.

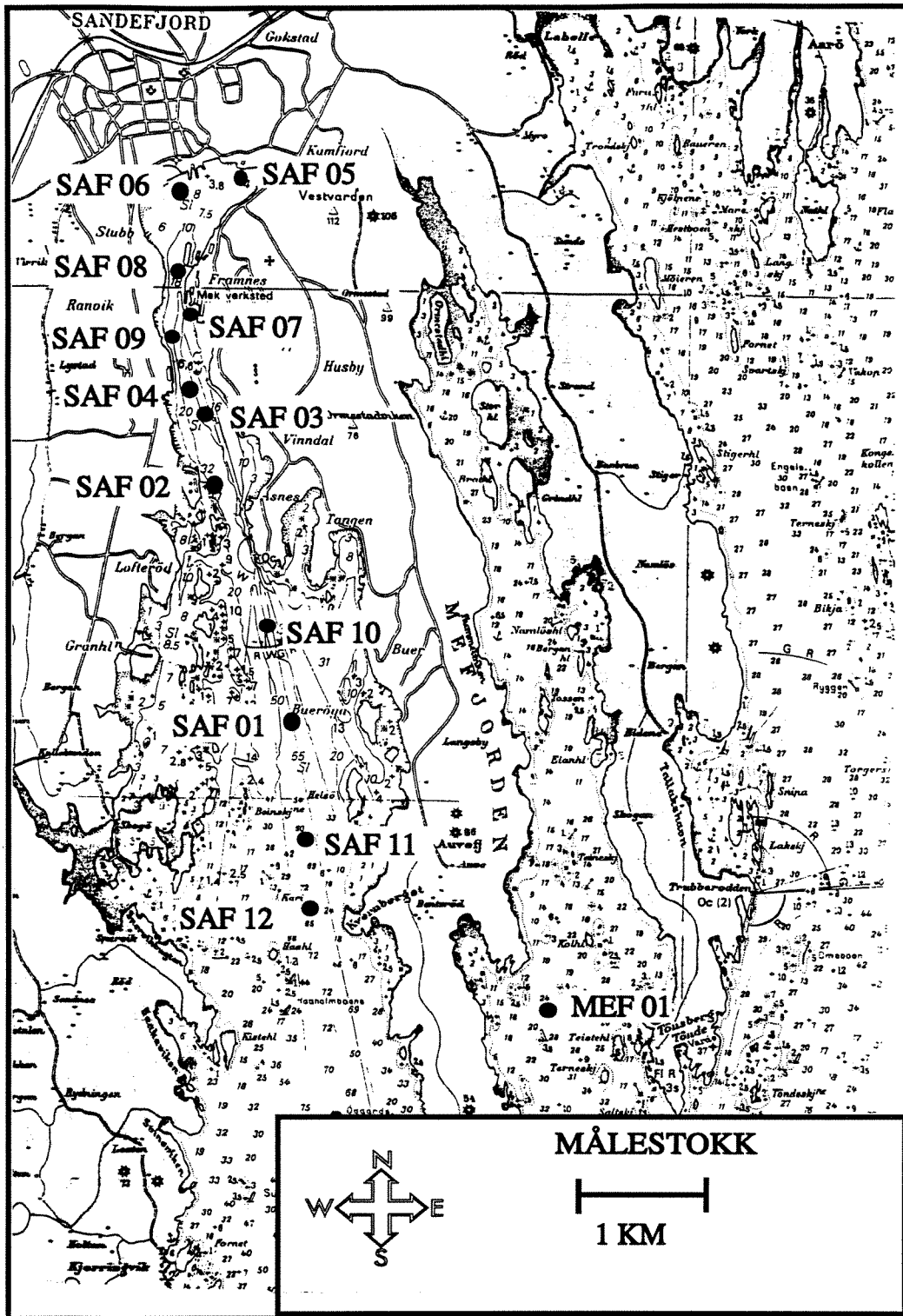
Vedleggfigur 1. Prøvestasjoner i Stavern havn.

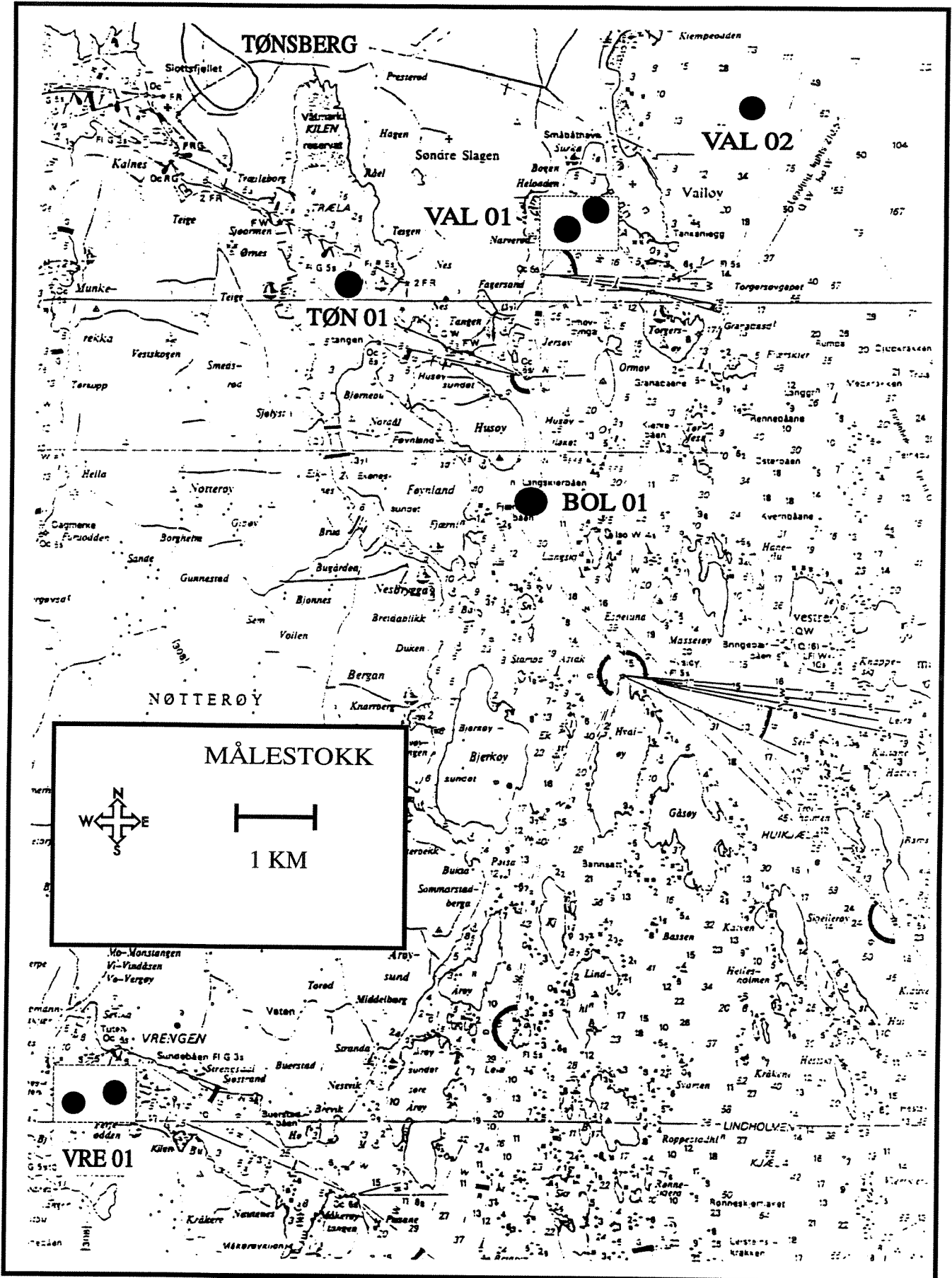


Vedleggsfigur 2. Prøvestasjon i Ytre Viksfjorden.



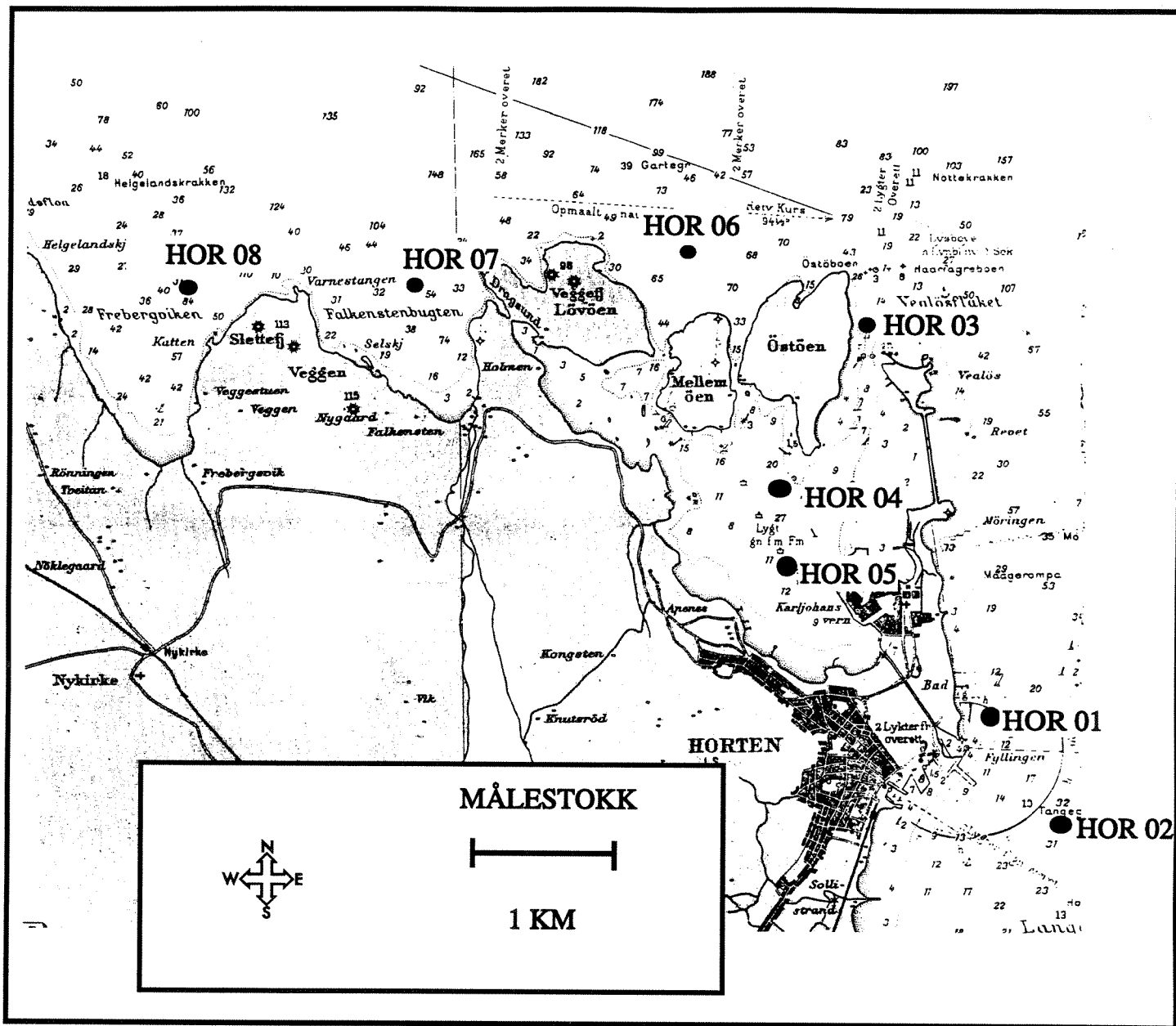
Vedleggsfigur 3. Prøvestasjoner i Sandefjordsfjorden og Mefjorden.

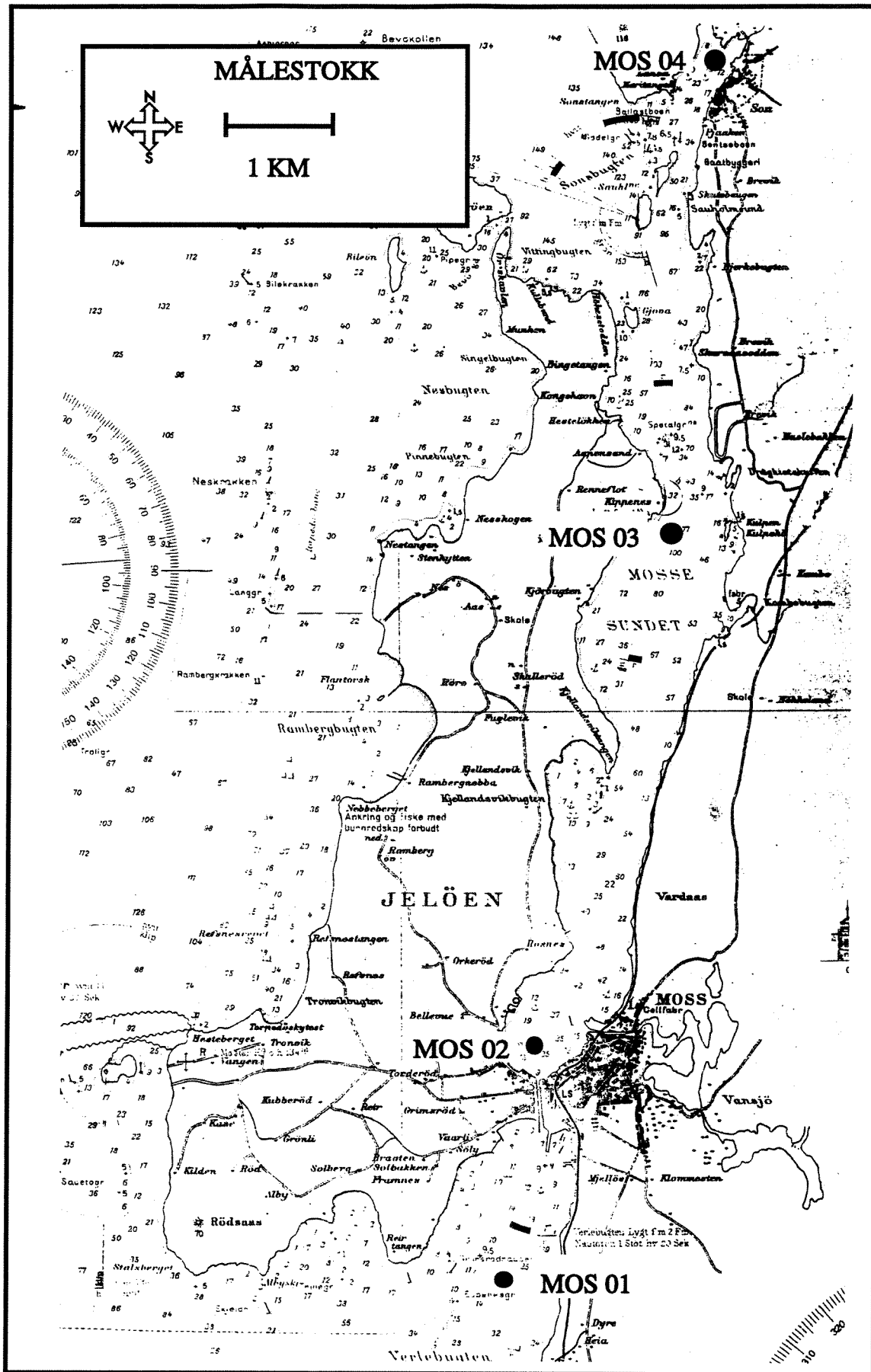




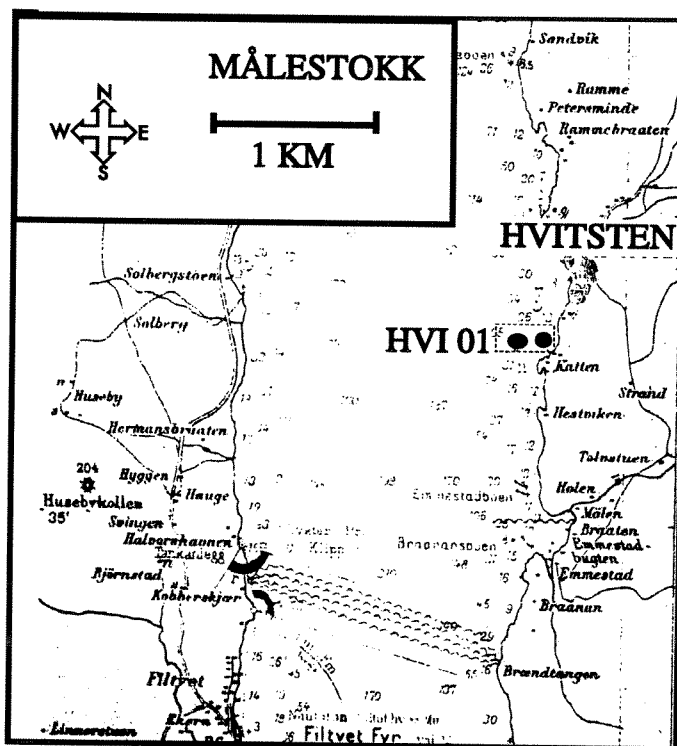
Vedleggsfigur 7.

Prøvestasjoner i Horten havn.





Vedleggsfigur 9. Prøvestasjoner i Hvitsten området.



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 kongevann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn.

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

Denne metoden anvendes til avløpsvann, slam, sedimenter og biologisk materiale. Kvikksølv analyseres i våt prøve så raskt som mulig etter prøvetaking eller i homogenisert, frysetørret prøve. Tørking i varmeskap over 80 °C bør unngås p.g.a. tap av flyktige organiske kvikksølvforbindelser og fordampning av metallisk kvikksølv. Deteksjonsgrense for avløpsvann er 0.1 µg/l, og for faste prøver ved innveiging 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 toverdig kvikksølv i ioneform (Hg⁺⁺). Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved hjelp av helium som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på gullfellen, og blir senere frigjort ved elektrotermisk oppvarming av denne. Bæregassen fører kvikksølvdampen gjennom kvartskyvetten hvor absorbansen måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

As- bestemmelse i sediment ved bruk av grafittovnatomabsorbsjonspektrofotometri.

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

Jfr. vedlagte rådata.

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS

Rapportert: 09/06-94

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

Kontaktperson : **RMK** Prosjektnr : **O 93177** Stikkord : **SONDESFT**
 Rekvisisjonsnr: **1994-00485** Godkjent av: **IMB** Godkjent dato: **940609**
 Rekvisisjon registrert : **940322**

Analysevariabel	As-Sm µg/g	Cd-Sm µg/g E2	Cr-Sm µg/g E2	Cu-Sm µg/g E2	Hg-Sm µg/g E4-2	Ni-Sm µg/g E2	Pb-Sm µg/g E2	Zn/fl-Sm µg/g
PrNr	19.5	0.25	42	34	0.28	23.2	46.6	129
001 940308 STV01A 0-2cm	3.3	0.16	28	9.4	0.05	14.5	21.7	65
002 940308 STV03A 0-2cm	5.2	0.18	38	17	0.09	22.1	28.4	92
003 940308 VIK01A 0-2cm	22.1	0.16	100	38	1.03	39.4	86.0	180
004 940308 SAF01A 0-2cm	17.5	0.55	124	130	2.22	42.5	198	256
005 940308 SAF02A 0-2cm	12.7	0.41	114	99	2.61	38.4	165	223
006 940308 SAF03A 0-2cm	13.8	0.47	103	108	2.15	37.3	216	227
007 940308 SAF04A 0-2cm	14.7	1.2	99	229	3.00	36.5	204	399
008 940309 SAF05A 0-2cm	10.0	0.08	89	48	0.06	33.2	20.8	90
009 940309 SAF06A 0-2cm	14.8	0.35	91	262	2.31	36.5	171	262
010 940309 SAF07A 0-2cm	16.0	0.52	104	250	2.17	47.0	198	344
011 940309 SAF08A 0-2cm	8.7	0.41	86	208	2.15	29.4	189	205
012 940309 SAF09A 0-2cm	17.6	0.15	113	55	0.98	30.5	86.0	140
013 940309 SAF10A 0-2cm	22.9	0.11	106	42	0.68	42.8	73.4	159
014 940309 SAF11A 0-2cm	25.4	0.11	114	43	0.66	43.9	73.4	165
015 940309 SAF12A 0-2cm	5.9	0.08	53	13	0.08	24.3	28.4	75
016 940310 MEF01A 0-2cm	11.6	0.28	91	46	0.50	38.9	62.6	168
017 940310 VRE01A 0-2cm	17.1	0.10	101	37	0.26	45.5	49.3	170
018 940310 BOL01A 0-2cm	8.4	0.37	114	63	0.27	45.5	40.7	230
019 940310 TØN01A 0-2cm	3.9	0.05	90	21	0.11	34.3	39.1	111
020 940310 VAL02A 0-2cm	3.9	0.05	40	9.2	0.05	31.2	21.9	48
022 940311 HOL02A 0-2cm	5.7	0.10	61	20	0.11	27.1	32.2	87
023 940311 HOL03A 0-2cm	19.4	1.0	80	106	0.92	31.6	86.0	283
024 940312 HOR01A 0-2cm	4.2	0.07	70	15	0.08	24.9	25.8	58
025 940312 HOR03A 0-2cm	5.8	0.10	51	29	0.35	23.2	43.9	67
026 940312 HOR04A 0-2cm	22.7	0.80	90	83	0.62	34.9	135	357
027 940312 HOR05A 0-2cm	18.8	0.85	90	148	1.56	40.0	241	382
028 940312 HOR06A 0-2cm	13.5	0.06	111	36	0.19	43.9	58.4	156
029 940312 HOR07A 0-2cm	8.5	0.06	95	28	0.17	37.7	42.6	135
030 940312 HOR08A 0-2cm	14.4	0.06	93	24	0.17	38.3	43.3	139
031 940312 MOS01A 0-2cm	6.6	0.15	73	39	0.14	27.1	32.0	92
032 940313 MOS02A 0-2cm	47.2	3.84	105	162	0.45	39.2	82.8	383
033 940313 MOS03A 0-2cm	24.4	0.11	111	60	0.71	41.7	77.2	191
034 940313 MOS04A 0-2cm	12.5	0.16	100	25	0.13	38.0	30.4	153
035 940313 HVI01A 0-2cm	6.4	0.10	40	11	0.29	13.3	24.5	56

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 "tørrehet". Biologiske prøver: Prøvene settes i varmeskap ved 105 °C til konstant vekt og fettmengden bestemmes. Klorpesticid- og PCB-nivået påvirkes ikke av denne prosedyren. Presisjonen til fettbestemmelsen anslås til 10%.

Opprensing av ekstrakter.

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

Gasskromatografiske betingelser.

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

Kvantitativ analyse.

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

Kvalitetssikring.

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

921204/emb

Jfr. vedlagte rådata.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.03.94
 Lab.kode : BXY1-6
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 31.08.94
 Analytiker : EMB

1: BXY1, STV 01A, 0-2cm, 8/3-94 4: BXY4, SAF 01A, 0-2cm, 8/3-94
 2: BXY2, STV 03A, 0-2cm, 8/3-94 5: BXY5, SAF 02A, 0-2cm, 8/3-94
 3: BXY3, VIK 01A, 0-2cm, 8/3-94 6: BXY6, SAF 03A, 0-2cm, 8/3-94

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	<0.5	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	1.6	<0.5	<0.5	0.8	1.7	1.7
PCB 52	2.4	<0.5	<0.5	1.1	4.9	4.2
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	1.8	<0.5	<0.5	3.4	16.8	15.6
p,p-DDE	0.6	<0.5	<0.5	1.3	2.8	3.3
PCB 118	2.5	<0.5	<0.5	4.2	15.8	15.5
p,p-DDD	<0.5	<0.5	<0.5	1.8	5.4	7.9
PCB 153	2.6	<0.5	<0.5	7.3	30.4	27.2
PCB 105	1.1	<0.5	<0.5	1.6	5.9	5.9
PCB 138	1.6	<0.5	<0.5	7.1	29.1	27
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	1.3	5.5	5
PCB 180	0.6	<0.5	<0.5	3.9	21.2	17.6
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	1.1	1
SUM PCB	14.2	0	0	31.2	132.4	120.7
SUM SEVEN DUTCH PCB	13.1	0	0	27.8	119.9	108.8
%Fett						
%Tørrstoff	46.5	67.2	51.7	28.7	29.3	35.2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.03.94
 Lab.kode : BXY7-12
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 31.08.94
 Analytiker : EMB

1: BXY7, SAF 04A, 0-2cm, 8/3-94 4: BXY10, SAF07A, 0-2cm, 9/3-94
 2: BXY8, SAF 05A, 0-2cm, 9/3-94 5: BXY11, SAF08A, 0-2cm, 9/3-94
 3: BXY9, SAF 06A, 0-2cm, 9/3-94 6: BXY12, SAF09A, 0-2cm, 9/3-94

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	4	<0.5	<0.5	2	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.4	<0.5	0.6	0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	1.9	5.9	<0.5	3.2	2.4	0.8
PCB 52	7.7	14.1	<0.5	23.4	24.5	1.5
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	41.1	19.4	<0.5	57.6	61.2	3.6
p,p-DDE	3	3.4	<0.5	6	4.8	1.2
PCB 118	24.1	22.5	<0.5	55.5	57.5	4.1
p,p-DDD	6.6	6.6	<0.5	23.4	8.8	1.9
PCB 153	89.4	23.1	0.5	61.9	69.7	7.4
PCB 105	7.4	10.2	<0.5	22.8	23.4	1.7
PCB 138	80.7	24.1	0.5	75.8	76.6	7.1
PCB 156	17.8	4.6	<0.5	14.3	15.1	Mask.
PCB 180	76.1	15	<0.5	38.8	53	4.2
PCB 209	1.1	1.1	<0.5	1.4	1.1	0.6
SUM PCB	347.3	140	1	354.7	384.5	31
SUM SEVEN DUTCH PCB	321	124.1	1	316.2	344.9	28.7
%Fett						
%Tørrstoff	42.9	22.4	61.7	30.8	34.6	46.3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.03.94
 Lab.kode : BXY13-18
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 31.08.94
 Analytiker : EMB

1: BXY13, SAF10A, 0-2cm, 9/3-94
 3: BXY14, SAF11A, 0-2cm, 9/3-94
 3: BXY15, SAF12A, 0-2cm, 9/3-94
 4: BXY16, MEF10A, 0-2cm, 10/3-94
 5: BXY17, VRE01A, 0-2cm, 10/3-94
 6: BXY18, BOL01A, 0-2cm, 10/3-94

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	<0.5	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	0.8	0.6	0.7	<0.5	9.8	<0.5
PCB 52	1.7	0.6	0.6	0.5	12.7	<0.5
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	3.7	1.6	1.4	<0.5	32.2	0.7
p,p-DDE	1.2	1	0.9	<0.5	Mask	0.5
PCB 118	4.2	2.3	2.3	0.8	40.3	1.5
p,p-DDD	1.9	1.4	1.4	<0.5	2.5	<0.5
PCB 153	7.6	3.8	3.5	0.5	31.4	1.4
PCB 105	1.6	0.9	0.9	<0.5	14.1	0.7
PCB 138	7	3.6	3.5	0.5	35.7	1.6
PCB 156	Mask.	Mask	Mask	<0.5	4.7	<0.5
PCB 180	4	1.5	1.5	<0.5	7.2	0.5
PCB 209	0.6	0.5	0.5	<0.5	0.6	0.6
SUM PCB	31.2	15.4	14.9	2.3	188.7	7
SUM SEVEN DUTCH PCB	29	14	13.5	2.3	169.3	5.7
%Fett						
%Tørrstoff	30.8	30.7	28.2	54	30.8	31.5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.03.94
 Lab.kode : BXY19-24
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 31.08.94
 Analytiker : EMB

1: BXY19, TØN01A, 0-2cm, 10/3-94
 2: BXY20, VAL02A, 0-2cm, 10/3-94
 3: BXY21, ÅGA01A, 0-2cm, 10/3-94
 4: BXY22, HOL02A, 0-2cm, 11/3-94
 5: BXY23, HOL03A, 0-2cm, 11/3-94
 6: BXY24, HOR01A, 0-2cm, 12/3-94

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	<0.5	<0.5	0.6
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	1.1	<0.5	<0.5	<0.5	2	1.2
PCB 52	1.6	<0.5	<0.5	<0.5	2.8	6
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	1.7	<0.5	<0.5	<0.5	6.3	5.4
p,p-DDE	0.9	<0.5	<0.5	<0.5	3	<0.5
PCB 118	2.6	<0.5	<0.5	<0.5	6.7	5.8
p,p-DDD	0.7	<0.5	<0.5	<0.5	2.2	<0.5
PCB 153	1.8	<0.5	<0.5	<0.5	10.3	3.2
PCB 105	1.2	<0.5	<0.5	<0.5	2.8	3.4
PCB 138	2.1	0.6	0.5	<0.5	9.8	3.2
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2	0.7
PCB 180	0.8	<0.5	<0.5	<0.5	6.2	2.2
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
SUM PCB	12.9	0.6	0.5	0	48.9	31.1
SUM SEVEN DUTCH PCB	11.7	0.6	0.5	0	44.1	27
%Fett						
%Tørrstoff	23.2	43.7	71.1	55.5	37.3	71.1

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.03.94
 Lab.kode : BXY25-30
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 31.08.94
 Analytiker : EMB

1: BXY25, HOR03A, 0-2cm, 12/3-94 4: BXY28, HOR06A, 0-2cm, 12/3-94
 2: BXY26, HOR04A, 0-2cm, 12/3-94 5: BXY29, HOR07A, 0-2cm, 12/3-94
 3: BXY27, HOR05A, 0-2cm, 12/3-94 6: BXY30, HOR08A, 0-2cm, 12/3-94

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	<0.5	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	1.9	4.2	7.6	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 52	2.6	5.8	12.8	<0.5	<0.5	<0.5
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	2.1	6.5	16.7	0.5	<0.5	0.5
p,p-DDE	<0.5	1.3	Mask	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 118	2.6	7.2	14.7	0.6	0.7	0.8
p,p-DDD	<0.5	1.6	1.4	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	2.4	9	21.3	0.8	0.7	0.7
PCB 105	1.4	3.2	5.8	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 138	2.5	9.1	22.1	0.9	0.8	0.8
PCB 156	0.5	1.6	4.2	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 180	1.3	5	14.1	0.5	<0.5	<0.5
PCB 209	<0.5	<0.5	0.7	<0.5	<0.5	<0.5
SUM PCB	17.3	51.6	120	3.3	2.2	2.8
SUM SEVEN DUTCH PCB	15.4	46.8	109.3	3.3	2.2	2.8
%Fett						
%Tørrstoff	67.6	14	12	36	43.7	42.1

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.03.94
 Lab.kode : BXY31-35
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 31.08.94
 Analytiker : EMB

1: BXY31, MOS01A, 0-2cm, 12/3-94
 2: BXY32, MOS02A, 0-2cm, 13/3-94
 3: BXY33, MOS03A, 0-2cm, 13/3-94
 4: BXY34, MOS04A, 0-2cm, 13/3-94
 5: BXY35, HVI01A, 0-2cm, 13/3-94
 6:

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	0.6	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	0.5	2.9	1.4	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 52	<0.5	4.2	1.6	<0.5	0.7	<0.5
OCS	<0.5	<0.2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	0.6	7.8	2.8	0.7	1.8	<0.5
p,p-DDE	0.5	2.4	1.3	0.8	0.6	<0.5
PCB 118	1.2	9.7	4.2	1.2	2	<0.5
p,p-DDD	1.1	2.7	2	0.8	1.4	<0.5
PCB 153	1.1	9	4	1.1	3.7	<0.5
PCB 105	0.5	3.8	2	0.6	0.7	<0.5
PCB 138	1.2	10.6	4.8	1.2	3.8	<0.5
PCB 156	<0.5	2	0.8	<0.5	0.7	<0.5
PCB 180	0.5	5.1	2	0.6	1.9	<0.5
PCB 209	<0.5	0.6	0.6	<0.5	<0.5	<0.5
SUM PCB	5.6	55.7	24.2	5.4	15.3	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	5.1	49.3	20.8	4.8	13.9	0
%Fett						
%Tørrstoff	54.4	28.5	32.5	42.6	64.2	

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 FASE 2
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.3.94
 Lab.kode : BXY 1-6
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 3.10.94
 Analytiker : Brg

1: BXY 1 STV01A 0-2cm
 2: BXY 2 STV03A 0-2cm
 3: BXY 3 VIK01A 0-2cm
 4: BXY 4 SAF01A 0-2cm
 5: BXY 5 SAF02A 0-2cm
 6: BXY 6 SAF03A 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	416	27	36	43	45	42
2-M-Naf.	611	21	27	36	46	37
1-M-Naf.	819	15	18	25	33	31
Bifenyl	199	10	12	15	10	14
2,6-Dimetylnaftalen	307	7	9	15	16	17
Acenaftylen	100	6	2	6	17	23
Acenaften	1220	5	11	7	29	32
2,3,5-Trimetylnaftalen	56	3	2	7	4	6
Fluoren	961		2	5	8	7
Fenantren	6111	40	65	102	227	219
Antracen	1378		3	15	46	60
1-Metylfenantren	570	5	12	22	55	57
Fluoranten	8556	53	111	227	475	433
Pyren	5800	41	84	195	454	434
Benz(a)antracen*	4355	27	52	122	290	285
Chrysen	4513	28	62	158	392	377
Benzo(b)fluoranten*	3974	43	84	256	521	474
Benzo(j,k)fluoranten*	1596	26	44	103	211	202
Benzo(e)pyren	1988	26	53	154	320	299
Benzo(a)pyren*	3385	33	54	145	346	328
Perylen	877	24	36	81	129	119
Ind.(1,2,3cd)pyren*	2124	13	53	170	333	303
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	500		22	39	65	59
Benzo(ghi)perylene	1952	25	56	191	365	347
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	52368	478	910	2139	4437	4205
Derav KPAH(*)	15934	142	309	835	1766	1651
%KPAH	30.4	29.7	34.0	39.0	39.8	39.3
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrenser 2-10 ug/kg tørrvekt

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT FASE 2
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.3.94
 Lab.kode : BXY 7-12
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 3.10.94
 Analytiker : Brg

1: BXY 7 SAF04A 0-2cm
 2: BXY 8 SAF05A 0-2cm
 3: BXY 9 SAF06A 0-2cm
 4: BXY 10 SAF07A 0-2cm
 5: BXY 11 SAF08A 0-2cm
 6: BXY 12 SAF09A 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	52	46	7	46	64	45
2-M-Naf.	49	56	10	43	50	39
1-M-Naf.	18	40	5	42	44	30
Bifenyl	20	11	2	12	11	10
2,6-Dimetylnaftalen	20	43	5	22	19	15
Acenaftalen	16	14	2	12	10	7
Acenaften	60	70	4	192	92	49
2,3,5-Trimetylnaftalen	5	59	2	13	14	9
Fluoren	14	87		127	78	41
Fenantren	338	776	12	729	634	365
Antracen	59	117		124	134	69
1-Metylfenantren	73	171	2	128	213	62
Fluoranten	599	981	15	1350	1074	676
Pyren	592	923	13	1260	1060	615
Benz(a)antracen*	376	521	5	928	870	418
Chrysen	487	664	2	1244	1348	556
Benzo(b)fluoranten*	593	793	16	1220	943	611
Benzo(j,k)fluoranten*	239	304	32	498	360	244
Benzo(e)pyren	356	460	10	690	580	360
Benzo(a)pyren*	426	554	14	894	737	431
Perylen	138	200	47	273	218	134
Ind.(1,2,3cd)pyren*	370	485	14	789	660	406
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	72	91		136	133	79
Benzo(ghi)perylene	404	590	9	864	747	470
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	5376	8056	228	11636	10093	5741
Derav KPAH(*)	2076	2748	81	4465	3703	2189
%KPAH	38.6	34.1	35.5	38.4	36.7	38.1
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrenser 2-10 ug/kg tørrvekt

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT FASE 2
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.3.94
 Lab.kode : BXY 13-18
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 3.10.94
 Analytiker : Brg

1: BXY 13 SAF10A 0-2cm
 2: BXY 14 SAF11A 0-2cm
 3: BXY 15 SAF12A 0-2cm
 4: BXY 16 MEF01A 0-2cm
 5: BXY 17 VRE01A 0-2cm
 6: BXY 18 BOL01A 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	23	20	14		28	x)
2-M-Naf.	23	22	18	4	18	x)
1-M-Naf.	15	16	12	2	14	x)
Bifenyl	6	4	3		3	x)
2,6-Dimetylnaftalen	10	11	11			x)
Acenaftylen	5	5	3		7	x)
Acenaften	6	5			19	
2,3,5-Trimetylnaftalen	5	5				
Fluoren	2				20	
Fenantren	91	83	56	9	255	54
Antracen	30	9	15		55	
1-Metylfenantren	25	17	14		48	
Fluoranten	266	167	112	31	479	98
Pyren	235	141	96	23	469	84
Benz(a)antracen*	163	100	63	17	276	61
Chrysen	193	143	97	23	367	104
Benzo(b)fluoranten*	264	232	158	42	368	135
Benzo(j,k)fluoranten*	111	98	74	29	175	68
Benzo(e)pyren	160	140	99	29	247	103
Benzo(a)pyren*	164	112	68	20	242	64
Perylen	94	61	43		88	50
Ind.(1,2,3cd)pyren*	174	172	124	27	215	94
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	34	35	27		38	
Benzo(ghi)perylene	194	196	168	41	312	153
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	2293	1794	1275	297	3743	1068
Derav KPAH(*)	910	749	514	135	1314	422
%KPAH	39.7	41.8	40.3	45.5	35.1	39.5
%Tørrstoff						

x)-Komponentene tapt da ekstraktet gikk inn til tørrhet.

Deteksjonsgrenser 2-10 ug/kg tørrvekt

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT FASE 2
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.3.94
 Lab.kode : BXY 19-24
 Jobbnr. : 94/50
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 3.10.94
 Analytiker : Brg

1: BXY 19 TØN01A 0-2cm
 2: BXY 20 VAL02A 0-2cm
 3: BXY 21 ÅSG01A 0-2cm
 4: BXY 22 HOL02A 0-2cm
 5: BXY 23 HOL03A 0-2cm
 6: BXY 24 HOR01A 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen					39	34
2-M-Naf.					37	29
1-M-Naf.					32	19
Bifenyl						15
2,6-Dimetylnaftalen			3			5
Acenaftylen			1		11	4
Acenaften			1			
2,3,5-Trimetylnaftalen			3			
Fluoren	1				19	
Fenantren	75	24	44	57	318	30
Antracen	15		2		56	
1-Metylfenantren	14		9	90	68	10
Fluoranten	157	38	64	54	671	31
Pyren	136	30	57	56	629	28
Benz(a)antracen*	85		35	27	384	20
Chrysen	126	41	46	44	549	30
Benzo(b)fluoranten*	184	94	54	51	612	39
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)	37	34	278	33
Benzo(e)pyren	122	70	41	38	391	34
Benzo(a)pyren*	92	44	37	36	402	31
Perylen	63		23	35	138	
Ind. (1,2,3cd)pyren*	78	44	25	33	349	4
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)					57	
Benzo(ghi)perylene	127	71	39	61	513	36
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	1275	456	521	616	5553	432
Derav KPAH(*)	439	182	188	181	2082	127
%KPAH	34.4	39.9	36.1	29.4	37.5	29.4
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrenser 2-10 ug/kg tørrvekt

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

* 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 FASE 2
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.3.94
 Lab.kode : BXY 25-30
 Jobb nr. : 94/50
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 3.10.94
 Analytiker : Brg

- 1: BXY 25 HOR03A 0-2cm
- 2: BXY 26 HOR04A 0-2cm
- 3: BXY 27 HOR05A 0-2cm
- 4: BXY 28 HOR06A 0-2cm
- 5: BXY 29 HOR07A 0-2cm
- 6: BXY 30 HOR08A 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	3		107			
2-M-Naf.	6	12	42			
1-M-Naf.	9	11	47		2	3
Bifenyl			10			
2,6-Dimetylnaftalen	17	27	60	8	12	11
Acenaftalen	4	9	9	5	5	6
Acenaften	17	20	139	6		
2,3,5-Trimetylnaftalen	11	16	28	5		8
Fluoren	6	45	174			
Fenantren	109	390	1566	54	21	28
Antracen	7	24	220			
1-Metylfenantren	24	88	217	13		
Fluoranten	140	300	1863	61	40	47
Pyren	150	299	1949	61	35	39
Benz(a)antracen*	74	145	977	37	23	27
Chrysen/trifenylene	106	217	1395	58	33	48
Benzo(b)fluoranten*	96	203	1615	132	97	125
Benzo(j,k)fluoranten*	62	103	668	81	64	70
Benzo(e)pyren	78	143	963	103	73	86
Benzo(a)pyren*	78	125	1075	65	53	14
Perylen	44	67	317	80	71	
Ind. (1,2,3cd)pyren*	60	147	934	59	49	53
Dibenz. (a,c/a,h) ant.* 1)			129			
Benzo(ghi)perylene	103	233	1355	96	73	78
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	1204	2624	15859	924	651	643
Derav KPAH(*)	370	723	5398	374	286	289
%KPAH	30.7	27.6	34.0	40.5	43.9	44.9
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrenser 2-10 ug/kg tørrvekt

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT FASE 2
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.3.94
 Lab.kode : BXY 31-35
 Jobb nr. : 94/50
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 3.10.94
 Analytiker : Brg

1: BXY 31 MOS01A 0-2cm
 2: BXY 32 MOS02A 0-2cm
 3: BXY 33 MOS03A 0-2cm
 4: BXY 34 MOS04A 0-2cm
 5: BXY 35 HVI01A 0-2cm
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5
Naftalen	34	80	39	28	70
2-M-Naf.	2	51	8		27
1-M-Naf.	12	50	17	5	37
Bifenyl		6			
2,6-Dimetylnaftalen	13	23	13		25
Acenaftalen	5	451	4		9
Acenaften	9	34	15		22
2,3,5-Trimetylnaftalen		15	9		22
Fluoren	9	40	11		40
Fenantren	159	266	193	40	529
Antracen	71	1604	70	9	75
1-Metylfenantren	26	70	36		105
Fluoranten	469	643	451	119	834
Pyren	394	682	401	118	678
Benz(a)antracen*	218	305	250	45	401
Chrysen/trifenylene	237	363	294	70	460
Benzo(b)fluoranten*	326	402	505	128	480
Benzo(j,k)fluoranten*	135	156	192	56	195
Benzo(e)pyren	187	235	305	98	261
Benzo(a)pyren*	235	269	291	61	357
Perylen	87	93	126	55	94
Ind.(1,2,3cd)pyren*	185	258	302	67	286
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	46	64	62		67
Benzo(ghi)perylene	156	234	325	107	257
Coronen					
Dibenzopyrener*					
SUM	3015	6394	3919	1006	5331
Derav KPAH(*)	1145	1454	1602	357	1786
%KPAH	38.0	22.7	40.9	35.5	33.5
%Tørrstoff					

Deteksjonsgrensener 2-10 ug/kg tørrvekt

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

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.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : SONDSFT FASE II
 Oppdragsnr. : 93177
 Prøver mottatt : 21.3.94
 Lab.kode : BXY
 Jobb.nr. : 94/50
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : TBT ng/g tørrvekt
 Dato : 17.10.94
 Analytiker : Brg

Parameter/prøve	TBT
BXY 1 STY 01	19
BXY 2 03	<1
BXY 3 VIK 01	3
BXY 4 SAF 01	46
BXY 5 02	227
BXY 6 03	152
BXY 7 04	269
BXY 8 05	284
BXY 9 06	7
BXY 10 07	1374
BXY 11 08	979
BXY 12 09	253
BXY 13 10	50
BXY 14 11	166
BXY 15 12	19
BXY 16 MEF 01	1
BXY 17 VRE 01	15
BXY 18 BOL 01	4
BXY 19 TØN 01	48
BXY 20 VAL 02	<1
BXY 21 ÅSG 01	<1
BXY 22 HOL 02	1
BXY 23 03	131
BXY 24 HOR 01	1

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING						
Navn/lokalitet :	SONDSFT					
Oppdragsnr. :	93177					
Prøver mottatt :	21.3.94					
Lab.kode :	BXY 25-30					
Jobb.nr. :	94/50					
Prøvetype :	Sedimenter					
Kons. i :	Ng/g tørrvekt					
Dato :	22.8.94					
Analytiker :	Brg					
1: HOR03A						
2: HOR04A						
3: HOR05A						
4: HOR06A						
5: HOR07A						
6: HOR08A						
Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
TBT	<5	<5	540	7	5	<5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING						
Navn/lokalitet :	SONDSFT					
Oppdragsnr. :	93177					
Prøver mottatt :	21.3.94					
Lab.kode :	BXY 31-35					
Jobb.nr. :	94/50					
Prøvetype :	Sedimenter					
Kons. i :	Ng/g					
Dato :	22.8.94					
Analytiker - :	Brg					
1: MOS01A						
2: MOS02A						
3: MOS03A						
4: MOS04A						
5: HVI01A						
6:						
Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
TBT	1977	<5	10	<5	6	



Strandtorget 2B
9008 Tromsø

Tromsø, 19. september 1994

Rapport nr.: UA 94.09

Kunde:	NIVA/Roger M. Konieczny
Prosjekt:	SONDSFT II, 93177
Adresse:	Brekkeveien 19, Postboks 173 Kjelsås
Postnr./sted:	0411 Oslo
Tlf.og fax.nr:	22 18 51 00 / 22 18 52 00

For Unilab Analyse AS


Oppdragsnr. (vår ref.):	UA94.09b
Dato mottak:	13.6.94
Antall prøver:	35
Analyseparameter(e)	Totalt hydrokarbon innhold (THC)
Ansvarlig:	Evy Jørgensen

ANALYSE AV SEDIMENTPRØVER

Vedlagt oversendes analyseresultatene på de innsendte sedimentprøvene fra SONSFT II samt en beskrivelse av de benyttede analysemetodene. Vi beklager så mye de forsinkelser som er oppstått, og takker for den forståelse dere har vist.

Vedlagt sendes GC/FID kromatogram av hver enkelt prøve.

Med vennlig hilsen


Evy Jørgensen
Dr. Scient/Faglig leder

Kundens id.	Prøvetype	Prøvens beskaffenhet
STV 01B	Sediment	Alle prøvene var tint ved ankomst Unilab Analyse as
STV 03B	---	
VIK 01B	---	
SAF 01B	---	
SAF 02B	---	
SAF 03B	---	
SAF 04B	---	
SAF 05B	---	
SAF 06B	---	
SAF 07B	---	
SAF 08B	---	
SAF 09B	---	
SAF 10B	---	
SAF 11B	---	
SAF 12B	---	
MEF 01B	---	
VRE 01B	---	
BOL 01B	---	
TØN 01B	---	
VAL 02B	---	
ÅSG 01B	---	
HOL 02B	---	
HOL 03B	---	
HOR 01B	---	
HOR03B	---	
HOR 04B	---	
HOR 05B	---	
HOR 06B	---	
HOR 07B	---	
HOR 08B	---	
MOS 01B	---	
MOS 02B	---	
MOS 03B	---	
MOS 04B	---	
HVI 01B	---	

Analyse av sedimenter

Prøvepreparering

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

Tørrstoff

Ca 3-5 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 beskrevet ved tørrvekt/våttvekt.

Opparbeiding

Ca 15 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 refluksert i 1.5 t og avkjølt. Ved filtrering ble kolben og filteret skylt med 2x10 ml metanol, deretter med 10.0 ml pentan. De løste hydrokarbonene ble ekstrahert med 2x25 ml pentan i 2x10 min. Pentanfraksjonene ble så oppkonsentrert og renset på Bond-Elut fast fase ekstraksjons kolonne (Varian LRC, A1211 - 3036) med 3x2ml pentan Uvasol før eluatet ble oppkonsentrert, overført til vial, dampet forsiktig inn og tilsatt 100 µl heksan Uvasol.

Prøveoppbevaring

Prøvene er blitt lagret mørkt og ved ca -20° C før og etter opparbeiding.

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, 2.3 ml/min
- Splittless injeksjon
- Injektortemperatur: 300° C
- Detektortemperatur: 300° C
- Injeksjon 1 ml, splitløs i 30 s
- GC-temperaturprogram:
55° C i 2 min - 25° C/min - 280° C i 5 min

Autosampler betingelser:

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

Analysene gjelder bare for de prøver som er analysert her og som har de påførte prøvenummer som vist på side 2. De oppgitte analyseresultat omfatter ikke feil som måtte følge av prøvetagningen, inhomogenitet eller andre forhold som kan ha påvirket prøven før den er mottatt av Unilab Analyse as. Utdrag av rapporten kan ikke gjengis uten tillatelse fra Unilab Analyse as.

Kvalitetskontroll

Kjemikalier:

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

Glassutstyr:

Alt glassutstyr er grundig rengjort før bruk. Nytt glassutstyr er rengjort i henhold til Anon.,1982.

Kvalitetssikringsprøver:

Kvalitetssikringsprøver er inkludert i opparbeidings- og analyseprogrammet med jevne mellomrom. Dette inkluderer blindprøver, et hus-standard sediment, og "spiked"-sediment prøver.

Nøyaktighet og reproduserbarhet:

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 opparbeiding av en serie parallelle prøver av hus-standard sedimentet.

Instrumentets stabilitet og respons ble sjekket daglig og minst etter hver 20. prøve ved analyse av kontroll-løsninger med kjente mengder ekstern standard olje. 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.

Resultater: Totalt hydrokarboninnhold (THC) i sedimentprøvene.

Prøve nr.	mg / kg tørrvekt	Prøve nr.	mg / kg tørrvekt
STV 01B	54	TØN 01B	86
STV 03B	3,46	VAL 02B	16
VIK 01B	7,19	ÅSG 01B	*
SAF 01B	95	HOL 02B	4,49
SAF 02B	57	HOL 03B	70
SAF 03B	41	HOR 01B	35
SAF 04B	129	HOR03B	2,11
SAF 05B	299	HOR 04B	25
SAF 06B	2,00	HOR 05B	26
SAF 07B	182	HOR 06B	18
SAF 08B	221	HOR 07B	22
SAF 09B	103	HOR 08B	4,01
SAF 10B	45	MOS 01B	6,32
SAF 11B	75	MOS 02B	195
SAF 12B	63	MOS 03B	39
MEF 01B	2,41	MOS 04B	19
VRE 01B	58	HVI 01B	1,86
BOL 01B	71		

* Under deteksjonsgrensen.

Tokt logg

En forkortet oversikt over datotidspunkter for de viktigste hendelsene under feltarbeidet i perioden 7. til 14. mars 1994. For mer detaljerte angivelser kfr. vedleggstabell 1.

Dato	Tid	
940307	09:30	Ankomst "F/F Trygve Braarud", Lysaker.
	09:30	Mobilisering og klargjøring utstyr ombord .
	12:40	Avgang Lysaker.
	15:00	Ankomst MFS/NIVA for last av utstyr
	15:25	Avgang MFS Svolvevær havn, ikke prøver.
	18:20	Passerte Fuglehuk
	21:10	Ankomst Stavern havn.
940308	08:00	Start innsamling sediment, 3 stasjoner.
	11:30	Befaring i havneområdet og gammel fyllplass
	13:10	Avgang Stavern havn
	14:00	Ankomst Viksfjorden.
	14:20	Start innsamling sediment, 1 stasjon.
	14:56	Avgang Viksfjorden.
	16:45	Ankomst Sandefjordsjorden.
	16:45	Start innsamling sedimenter, 4 stasjoner.
20:00	Ankomst Sandefjord havn.	
940309	07:30	Befaring i havneområdet
	09:30	Møte med kommunen og media
	10:00	Start innsamling sedimenter, 1 stasjon.
	11:50	Bunkring
	13:25	Start innsamling sedimenter, 7 stasjoner.
	19:30	Retur Sandefjord havn.
940310	09:30	Avgang Sandefjord havn.
	10:45	Ankomst Ytre Mefjorden
	10:50	Start innsamling sedimenter, 1 stasjon.
	11:50	Avgang Mefjorden
	14:45	Ankomst Vrengensundet.
	15:00	Start innsamling sedimenter, 1 stasjon.
	15:25	Avgang Vrengensundet.
	17:05	Ankomst området Bolærne.
	17:15	Start innsamling, sedimenter 1 stasjon.
	17:30	Avgang Bølærne
	17:50	Ankomst Tønsberg havn, Tranga.
	17:50	Start innsamling, sedimenter 1 stasjon.
	18:05	Avgang Tønsberg havn.
	18:30	Ankomst Valløy-området.
	18:35	Start innsamling, sedimenter, 2 stasjoner.
	19:15	Avgang Valløy-området.
	20:05	Ankomst Åsgårdsstrand havn
	20:10	Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon.
20:25	Avgang Åsgårdsstrand havn	
21:00	Ankomst Horten havn.	

Dato	Tid	
940311	09:30 10:30 10:45 11:20 11:55 12:00 12:15 13:15 13:20 13:30 13:50 15:30 15:40 16:00 16:05 16:20 16:45 16:45 20:10 21:35	Avgang Horten havn Ankomst Langøya Start innsamling, sedimenter, 2 stasjoner. Avgang Langøya Ankomst Holmestrand syd. Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Gikk rundt Langøya Ankomst Holmestrand ved Hydro Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang for Holmestrand indre havn Ankomst Holmestrand havn, bunkring Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang retur Langøya N Ankomst Langøya . Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Langøya Ankomst Drammensfjorden. Start innsamling, sedimenter, 3 stasjoner. Avgang Drammensfjorden. Ankomst retur Horten havn.
940312	09:30 17:30 18:10 18:15 18:30 20:45	Start innsamling, sedimenter, 8 stasjoner. Avgang Horten havn. Ankomst Moss havn S. Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang Moss havn om Jeløya Ankomst Moss havn. N
940313	10:50 11:00 11:30 12:10 12:15 12:40 13:10 13:15 13:40 14:20 16:20 17:05 17:10 17:30 20:30	Avgang Moss havn N Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang for Mossesundet. Ankomst Kambo Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang Kambo Ankomst Son havn. Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang Sonl havn. Ankomst Bevøya for grabbing av forsøkkssed.. Avgang Bevøya Ankomst Hvitsten Start innsamling, sedimenter, 1 stasjon. Avgang Hvitsten. Ankomst Lysaker
940314	08:00 14:00	Start demobilisering Tokt avsluttet