



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 586/94

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon NIVA

Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder

Miljøgifter i sedimenter fra
Sandefjordsfjorden



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93177	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3180	

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

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter fra Sandefjordsfjorden.	30/12/94	NIVA 1995
Overvåkingsrapport nr. 586/94. TA nr. 1158/1994.	Faggruppe:	Marinøkologi
Forfatter(e):	Geografisk område:	Vestfold
Roger M. Konieczny Anette Juliussen	Antall sider:	Opplag:
	48	50

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Statens forurensningstilsyn (SFT)	94/1897-2 PEI

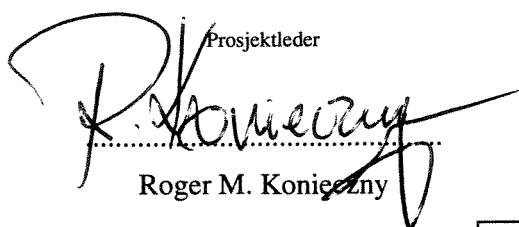
Ekstrakt: Overflatesedimenter (0-2 cm) på 12 stasjoner fra Kamfjordkilen (indre havn) og ut fjorden til dypområdet utenfor Kværnberget ble undersøkt for innholdet av miljøgifter. Sedimentene ble ansett som normale fjordsedimenter, unntatt SAF06 (indre havn), som var tydelig påvirket av erosjon pga. fergetrafikken. Mest markert var forekomstene av PCB (tilstandsklasse III-V tilnærmet alle prøver), DDT (anslagsvis tilstandsklasse III-IV for 90% av prøvene) og TBT (gjennomgående tilstandsklasse IV, "dårlig"). Det ble også registrert betydelige forekomster av PAH (tilstandsklasse III-IV for 75% av prøvene) og noe olje utover i fjorden. Forekomstene av tungmetaller var generelt små til moderate med unntak av lokalt forhøyede nivåer av Hg, Cu og Pb (tilstandsklasse III-IV). På bakgrunn av disse observasjoner kan det antydes at det eksisterer flere aktive kilder som er årsak til den forurensningssituasjonen som eksisterer i fjorden i dag.

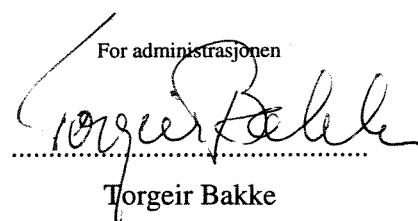
4 emneord, norske

1. Marine sedimenter
2. Tungmetaller
3. Organiske miljøgifter
4. Sandefjordsfjorden

4 emneord, engelske

1. Marine sediments
2. Heavy metals
3. Organic micropollutants
4. Sandefjordsfjorden

Prosjektleder

Roger M. Konieczny

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2645-1

Norsk institutt for vannforskning

O-93177

**SONDERENDE UNDERSØKELSER
I NORSKE HAVNER OG UTVALGTE KYSTOMRÅDER**

**Miljøgifter i
sedimenter fra Sandefjordsfjorden**

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Roger M. Konieczny
Anette Juliussen
Frank A. Kjellberg

Innhold

Forord.....	4
1. SAMMENDRAG.....	5
2. INNLEDNING.....	7
2.1. Bakgrunn.....	7
2.2. Målsetting.....	7
3. MATERIALE OG METODER.....	9
3.1. Undersøkellesområdet.....	9
3.2. Tidligere undersøkelser.....	9
3.3. Feltarbeid og prøvemateriale.....	9
3.4. Analysemetodikk.....	10
3.4.1. Tungmetallanalyser.....	10
3.4.2. Organiske analyser.....	11
3.5. Bakgrunnsnivå og forurensningsgrad.....	12
4. RESULTATER OG DISKUSJON.....	14
4.1. Tungmetaller i sedimenter.....	14
4.2. PCB i sedimenter.....	16
4.3. PAH i sedimenter.....	19
4.4. THC i sedimenter.....	23
4.5. TBT i sedimenter.....	24
5. Oppsummerende kommentarer og tilrådninger.....	26
6. Litteraturhenvisninger.....	27
VEDLEGG.....	30

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. Det ble i den forbindelse fremmet ønske om en utvidet undersøkelse i Sandefjordsfjorden. Programforslaget ble oversendt Statens forurensningstilsyn (SFT) våren 1994.

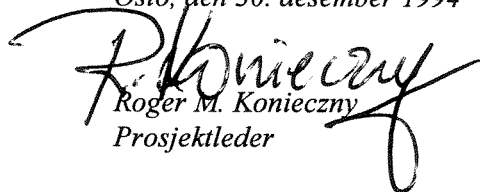
Det ble på bakgrunn av programforslaget gitt tilsagn om midler bevilget over statsbudsjettets kapittel 1441 post 71. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Per Erik Iversen. Selv om dette prosjektet i de sonderende undersøkelsene ikke er finansiert over overvåkingsbudsjettet, velger SFT å publisere rapporten i 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. NIVA og Unilab analyse A/S og 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 30. desember 1994


Roger M. Konieczny
Prosjektleder

1. SAMMENDRAG

Det er utført en sedimentundersøkelse på langs av Sandefjordsfjorden fra Kamfjordkilen øst i indre havn og ut til dypområdene øst for Kværnberget. Prøvestasjonene ble plassert strategisk i forhold til en del potensielle forurensningskilder (industribedrifter, verkstedsindustri, tankanlegg, deponier, etc.). For å beskrive dagens forurensningssituasjon og eventuelt spore aktive kilder, ble overflatesedimentene analysert på et utvalg av organiske miljøgifter og tungmetaller på i alt 12 stasjoner. På bakgrunn av resultatene kan det gis en oppsummering og følgende konklusjoner trekkes:

1. Den totale tungmetallforurensningen i fjorden er relativt sett beskjeden ved at de fleste undersøkte metaller kun antyder fra uforurenset til moderate forurensningsgrader. Dog ble det registrert forhøyede verdier av Hg, Cu og Pb tilsvarende tilstandsklasse III-IV ("nokså dårlig" til "dårlig") i sedimentene enkelte steder.
2. Mest markert var utbredelsen av Hg med maksimumskonsentrasjon innerst i Kamfjordkilen og videre jevnt høye konsentrasjoner i hele fjordens lengde. Bly synes å være konsentrert i overflatesedimentene i hele fjorden innenfor Tranga med de høyeste verdiene i området Framnes Mek. Verksted og mellom Jotun malingfabrikk og Pronova. Kobber opptrer konsentrert i sedimentene i Kamfjordkilen og med høyeste konsentrasjoner utenfor Framnes Mek. Verksted.
3. Den dominerende forurensningen i Sandefjordsfjorden består av en samling organiske forbindelser med noe ulike opphav og egenskaper. En av disse er PCB, som bl.a. ligger til grunn for de kostholdsrestriksjoner som er gitt for fjorden.
4. PCB-forekomstene har nivåer mellom 2 og 689.8 µg/kg tørrvekt med et gjennomsnitt på 241.6 µg/kg. Mer enn 50% av prøvene i overflatesedimentene tilsvarer tilstandsklasse IV eller høyere.
5. PCB-profilene antyder tre ulike kilder i indre fjord, en i tilknytning til tilførsler fra Kamfjordkilen, en i området ved Framnes Mek. Verksted og en i området mellom Jotun malingfabrikk og Pronova Jahres fabrikk.
6. Det ble også registrert oppsiktsvekkende høye konsentrasjoner av DDT, spesielt i sedimentene innefor Tranga. Til tross for tilsynelatende oppkonsentrering utenfor skipsverftet, er det lite trolig at aktivitetene der kan være kilden.
7. Derimot knyttes de gjennomgående høye verdiene av TBT i overflatesedimentene (7-1374 µg/kg tørrvekt) til tilførsler fra Framnes Mek. Verksted. Det må i tillegg antas å være et bidrag fra den generelle skipstrafikken i fjorden.
8. Likeledes synes PAH-forekomstene å ha sitt opphav hovedsaklig i forbindelse med aktiviteter ved skipsverftet, men er også knyttet til diffuse tilførsler. De gjennomgående høye konsentrasjonene (ca. 0.2-11.6 mg/kg tørrvekt) tilsvarer stort sett tilstandsklasse III-IV. Dominerende KPAH-innhold (kreftfremkallende elementer) på gjennomsnittlig 30%, hvorav B(a)P alene utgjør 6-7% av sum PAH, tilsier at forekomstene er forbrenningsavledet.

9. Det faktum at innslaget av oljeavledet PAH er ubetydelig i Sandefjordsfjorden harmonerer med de moderate forekomstene av THC. Til tross for stor trafikk og en rekke tankanlegg i nærområdet ligger oljeinnholdet på mellom 2 og 299 mg/kg tørrvekt.
10. Samlet antyder miljøgiftdataene at Sandefjordsfjorden er belastet, og det forekommer en tilsynelatende spredningsgradient fra de indre havneområder og utover fjorden. Selv om fjorden nå er rimelig godt dekket med stasjoner i overflatesedimentene, bør nok områdene marginalt i havnebassenget undersøkes bedre (bl.a. m.h.t. Hg, PCB og TBT). Kunnskapen om miljøgiftnivå vertikalt i sedimentene er også mangelfull. Dette har betydning dersom deler av havnen skal omdisponeres (f.eks. mudring, utfylling osv.).
11. Forekomsten av enkelte organiske forbindelser (PCB, DDT og TBT) tilsier at mulighetene for negativ påvirkning i form av forhøyede nivåer i organismer som lever i fjorden er til stede. Av den grunn bør også dette undersøkes nærmere m.h.t. konsum og utvidelse av kostholdsrestriksjonene.
12. Det forekommer også indikasjoner på at det finnes flere kilder til forurensningene i fjorden, spesielt innenfor terskelen (Tranga). Det er derfor nødvendig at eventuelle utvidete sedimentundersøkelser også forsøker å ivareta lokalisering av kildene. Kildelokaliseringen bør også utvides til å omfatte fjordens ytre områder.
13. Et overordnet mål må være å stoppe de mest alvorlige tilførselene. Som et kortsiktig tiltak anbefales det at det innføres enkelte restriksjoner inntil kildene er lokalisert. Slike restriksjoner kan f.eks. være begrenset ferdsel og mudring (hindre spredning) i enkelte områder og begrenset dumping av veisnø.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn

I forbindelse med "*Handlingsplanen for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter*" er det nå utarbeidet en statusrapport over miljøgiftsituasjonen i forurensede marine sedimenter i Norge (SFT 1994). Rapporten gir primært en oversikt over hvor det tidligere er utført sedimentundersøkelser, om undersøkelsene er tilstrekkelige for å beskrive forurensningssituasjonen, om tiltak synes nødvendig, men ikke minst hvor miljøgiftdataene er mangelfulle.

I tillegg til det Statlige program for forurensningsovervåkning som pågår i en rekke sterkt belastede resipienter i Norge (f. eks. Hvaler/Singlefjorden, Grenlandsfjordene og Ranafjorden) ble det igangsatt større kartleggingsprogrammer i bl.a. Oslofjorden/Oslo havn (1992), Drammensfjorden (1993) og Byfjorden/Bergen havn (1993). For å komplettere kartleggingen av miljøgiftsituasjonen i Norge ble det i september 1993 startet innsamling av bunnsedimenter fra en rekke til dels dårlig undersøkte havnebassenger og kystområder. Sonderende sedimentundersøkelser - Fase I omfattet 23 lokaliteter på kyststrekningen Narvik- Kragerø (Koniczny og Juliussen 1994).

Med bakgrunn i den foreløpig status og som en naturlig forlengelse av Fase I, har man sett det nødvendig å også foreta sonderende undersøkelser langs kyststrekningen fra Stavern havn til Hvitsten i Oslofjorden (Sonderende sedimentundersøkelser - Fase II). Sporadiske undersøkelser de siste 20 årene flere steder langs denne strekningen indikerer at det lokalt kan påtreffes sedimenter med meget dårlig tilstand og høy forurensningsgrad mht. miljøgifter.

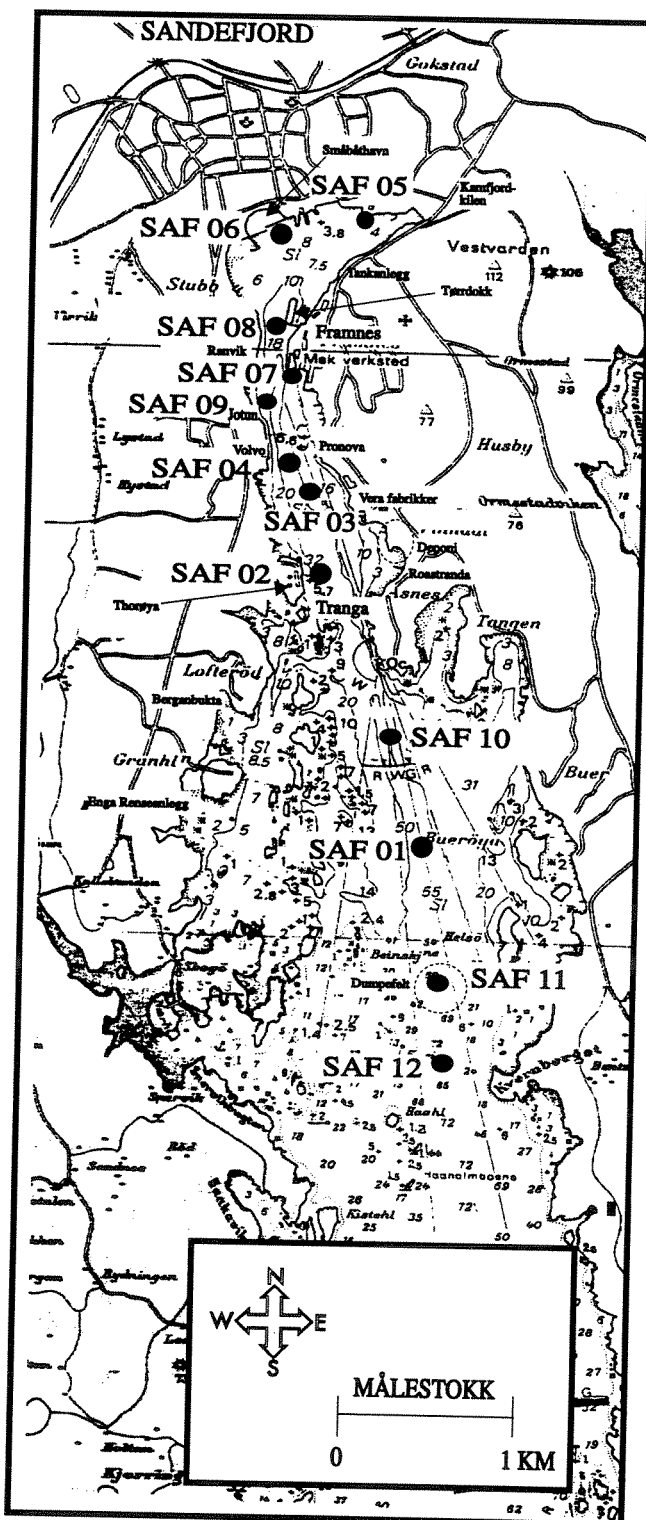
Denne rapporten omhandler Sandefjord havn/Sandefjordsfjorden, som er et av områdene der man fant det nødvendig med en utvidet undersøkelse. Hovedårsaken til dette er enkelte tidligere målinger utført i bunnsedimenter flere steder i fjorden og bl. a. de observasjoner som er gjort av miljøgiftinnholdet i blåskjell (Schaanning og Jenssen 1992). Sistnevnte undersøkelse var med på å danne grunnlag for de kostholdsrestriksjoner som er gitt for Sandefjordsfjorden. Generelt er fjorden sterkt belastet med ferge- og småbåttrafikk og snødumping i havnebassenget. Det finnes en rekke potensielt belastende industrielle aktiviteter, verksteddrift, slipp, tankanlegg og deponier.

2.2. Målsetting

Hovedmålsettingen med denne undersøkelsen er:

Å fremskaffe de nødvendige data for å etablere en status over miljøgiftsituasjonen i Sandefjordsfjorden. Ut fra nye miljøgiftdata supplert med tidligere undersøkelser er det vurdert behov for:

- ytterligere studier av sedimenttilstanden i deler av fjorden
- kartlegging av forurensningenes effekter på ulike organismer
- lokalisering og evaluering av ulike kilder for miljøgifter
- hvilke typer miljøforbedrende tiltak som måtte være nødvendig.



Figur 1. Kart over Sandefjordsfjorden med prøvestasjoner, utvidet undersøkelse Sonderende sedimentundersøkelser -Fase II, 1994.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Undersøkellesområdet

Sandefjordsfjorden er en ca. 10 km lang og forholdsvis smal terskelfjord. Ytterst i fjorden er vanddyppet i overkant av 80 m og vanddyppet avtar gradvis opp mot terskelen som ligger i Tranga på ca. 30 m (fig. 1). Innenfor Tranga i den midtre delen av fjorden er det flere mindre bassenger/renner med varierende vanddyp, men det ble ikke observert anoksiske overflatesedimenter her, selv om det ikke er nevneverdig strøm i fjorden. Derimot ble det påtruffet anoksiske sedimenter innerst og øst i havna (Kamfjordkilen).

Sandefjord indre by omkranser havnen innerst i fjorden. Byen er tilknyttet en stor handelsflåte og var i tidligere tider senter for hvalfangst. Ellers domineres havneområdet av hyppig ferge- og småbåttrafikk. I tidligere tider lå det store kommunale fyllinger i Kamfjordkilen. Syd i havnebassenget ligger Framnes Mek.Verksted med en stor slipp. Resten av indre fjord er omkranset av variert industri. Denne industrien består av små og store bedrifter, hvor flere har potensielt belastende tilgrensende deponier eller utslipp til fjorden. Andre kommunale deponier og utslipp (Enga rensesanlegg) er lagt til områder utenfor Tranga ytterst i fjorden, hvor det også finnes et dumpfelt for dumpemasser.

3.2. Tidligere undersøkelser

Undersøkelser av sedimenter i Sandefjordsfjorden begrenser seg til analyser av mudringsmasser fra indre havnebasseng første gang på midten av 1970-tallet og senere to ganger etter 1991 (Skagestad 1975, Gulliksen 1991 og Løkken 1993). Av mer omfattende karakter kan nevnes undersøkelsen utført på Roastranda og sjøbunnen utenfor i tilknytning til effekter fra deponiet på Vera (Jenssen et al. 1992).

3.3. Feltarbeid og prøvemateriale

Innsamlingen av sedimentene i Sandefjordsfjorden ble gjennomført i perioden 8-9. mars 1994 (som en del av Sonderende sedimentundersøkelser fase II). Det ble tatt kjerneprøver fra i alt 12 stasjoner i et transekt fra Kamfjordkilen innerst og øst i havna til dypområdene ytterst i fjorden utenfor Kværnerget (fig. 1). Til innsamlingen ble F/F "Trygve Braarud" tilhørende Universitetet i Oslo benyttet. Sedimentprøvene ble tatt med en tradisjonell kjerneprøvetaker (Niemistö 1974).

Etter at sedimentkjernene kom ombord ble alle lengdemålt og gitt en visuell sedimentologisk beskrivelse. Hver enkelt kerne (4 pr. stasjon) ble deretter snittet i nivået 0-2 cm, hvorav 3 snitt ble samlet i en blandprøve på egnet spesialrenset glass for analyse. Det resterende snittet ble behandlet på tilsvarende måte, men holdt separat. På stasjon 5 (jfr. tabell 1) ble en av kjernene snittet i varierende nivåer ned til 30 cm for senere analyser. Alt materiale ble umiddelbart frosset ned etter uttak.

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

Tabell 1. Bakgrunnsdata for sedimentprøver fra Sandefjordsfjorden 8.-9. mars 1994. Prøver merket * er ikke analysert. Forkortelser i sedimentbeskrivelse; FP=Fecal pellets, SS=Slangestjerner, PO=Polychaeter, BT=bioturbert, DOG=dark olive gray farge, SG=skallgrus, PK=petrokaks, DM=dumpemateriale.

Prøve kode	Lokalitet	Sed. nivå	Vann- dyp	GPS Pos. N	GPS Pos. Ø	Sedimentbeskrivelse
SAF 01 A+B	Syd for utslipp Enga renseanlegg	0-2cm	56 m	59.04.959	10.14.775	Kjerner 55-61cm. Topp 1 cm med FP, SS og BT til 20cm bløt brunlig, over m.grå siltig leire fastere ned. Fra 45cm l. grå marin leire.
SAF 02 A+B	Øst for Thorøya ved Tranga	0-2cm	35 m	59.06.144	10.14.051	Kjerner 43-53cm. Topp 2 cm med FP, DOG, over m.grå bløt, siltig leire til 15cm. Fastere siltig grønn gråsort til 30cm, noe lysere derfra.
SAF 03 A+B	Omr. Hystadstranda -Vera Fabrikker	0-2cm	28 m	59.06.333	10.13.945	Kjerner 26-37cm. Topp 2 cm med FP,BT til 10cm, SG, DOG, over m.grå siltig leire til 25cm. Fastere siltig lysere derfra.
SAF 04 A+B	Omr. Pronova /Jotun Malingfabr.	0-2cm	26 m	59.06.492	10.13.762	Kjerner 10-35cm. Topp 2 cm med FP,PO,BT til 20cm, noe grus, DOG, over gråsort sandig leire Fastere nedover i sandig leire.
SAF 05 A+B	Kamfjordkilen, øst i indere havn	0-2cm	5 m	59.07.580	10.14.260	Kjerner 36-40cm. Topp 2 cm bløt, SG, sort over gråsort bløt leire. Fastere siltig leire ned flis og H ₂ S. Ekstra 2-5* og 5-30* i 5cm snitt .
SAF 06 A+B	Sentralt i havnen syd for fergekai	0-2cm	8 m	59.07.460	10.13.830	Kjerner 20-30cm. Sandig leire, l. grå fast homogen helt ned. Gravende musling på 15cm , kullbiter. Erosjonspåvirket.
SAF 07 A+B	Ved slipp FramnesMek.verk.	0-2cm	12 m	59.06.850	10.13.850	Kjerner 19-30cm. Topp 2 cm, med PO, BT til 5cm, SG, DOG, over gråsort bløt leire til 10cm. Fastere m.grå fra 20cm. H ₂ S, PK + kull.
SAF 08 A+B	Utenfor og SV for tørrdokka	0-2cm	16 m	59.07.130	10.13.800	Kjerner 29-38cm. Topp 2cm bløt DOG over bløt sort leire til 23cm. Derfra m. grå faster leire med grov sand. Svak H ₂ S.
SAF 09 A+B	Ranvik ved tankanlegg	0-2cm	22 m	59.06.760	10.13.720	Kjerner 14-37cm. Topp 3cm, FP, BT til 5cm, bløt grågrønn over m. grå siltig leire til 28cm. Derfra grå sandig leire . Grus /flint i bunnen.
SAF 10 A+B	Ytre fjord syd for Asnes	0-2cm	53 m	59.05.360	10.14.560	Kjerner 41-51cm. Topp 2cm, FP, PO, SS, BT til 15cm bløt brunlig over grå siltig leire. fastere til 45cm. Grå marin leire ned. H ₂ S i bunn.
SAF 11 A+B	Dumpefeltet ytre fjord	0-2cm	70 m	59.04.390	10.14.950	Kjerner 53-64cm. Topp 2cm DOG, m. grå grov til 5cm, BT til 15cm. Derfra m.grå til 45cm, lys til 55cm , grå fast ned. DM 5-10 /15-20cm.
SAF 12 A+B	Ref. stasjon ytre fjord.	0-2cm	85 m	59.04.060	10.14.950	Kjerner 61-63cm. Topp 2cm grågrønt slam, BT til 25cm. Derfra vekslende grå og m. grå siltig leire nedover. Fastere mot bunnen.

3.4. Analysemetodikk

3.4.1. Tungmetallanalyser

Metodikken for opparbeidelsen av sedimentmaterialet og påfølgende analyser av de respektive metallene er gitt detaljert i vedlegg 1. Følgende 7 tungmetaller er analysert ved NIVA (akkreditert metodikk):

Kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn), krom (Cr) og nikkel (Ni).

I tillegg er det utført analyse av arsen (As) ved NIVA.

3.4.2. Organiske analyser

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 -heksaklorsyklusheksan (α -HCH og γ -HCH/Lindan) og sum diklorfenyltrikloreten inklusive metabolitter og isomerer (Σ DDT = DDT + DDE + DDD).

Analysemetoden for PCB fokuserer på de antatt 7 viktigste/vanligste av de 209 teoretiske enkeltforbindelsene (PCB-kongener) som 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 (=10 CB eller dekalorlobifenylyl). Summen av de ti kongenene angis som PCB-10.

Normalt utgjør PCB-7 omkring 40-60 % av den tilstedeværende kommersielle PCB-blandingen som observeres i miljøet (De Voogt og Brinkman 1989). Dette forhold er også observert i norske resipienter (se f.eks. Skei og Klungsøyr 1990, Bjerknes et al. 1992). Martinsen et al. (1991) foreslår total PCB = 1.5 x PCB-7, mens Berge (1991) foreslår faktoren 2.4 for biologisk materiale. I blåskjell fra diffust belastede stasjoner fra JMG-programmet 1988-90 (felles overvåkingsprogram innen Oslo/Paris kommisjonen) var forholdet total PCB: sum PCB-7 ca. 2 (NIVA upublisert) Det er ikke klarlagt om forholdstallet kan brukes for sedimenter. Man har likevel valgt å multiplisere summerte PCB-7-verdier med 2 (middelverdien av de ovennevnte) som en antatt verdi for sedimenter.

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 kun karbon og hydrogen. Imidlertid medregnes ofte naftalener og andre disykliske og heterosykliske forbindelser (sum di/hetero) og oppgis som total PAH, hvilket også er benyttet i denne rapporten. 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 (+ dibenzopyren) i samlegruppen "potensielle kreftfremkallende forbindelser" og betegnes sum KPAH (vedlegg 3 og IARC 1987). Av sum KPAH tillegges ofte benzo(a)pyren størst betydning ved vurdering av tilstand og forurensningsgrad i miljøet.

Analysemetodikk for tributyltin (TBT) er kortfattet gjengitt i vedlegg 4.

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

3.5. Bakgrunnsnivå og forurensningsgrad

Miljøgifter som metaller og PAH har et naturlig bakgrunnsnivå (som følge av nedbryting av berggrunn, 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).

Tabell 2. Antatte/foreslåtte bakgrunnsverdier/normalverdier for de undersøkte tungmetaller og organiske miljøgiftene i finkornige oksiske marine sedimenter. * usikre angivelser p.g.a. manglende eller lite entydige data.

Komponent	Konsentrasjon	Kommentar	Referanse
Bly-Pb	20 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Kadmium-Cd	0.2 ± 0.05 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Kobber-Cu	25 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Krom-Cr	50 ± 20 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Kvikksølv-Hg	0.1 ± 0.05 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Nikkel-Ni	20 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Sink-Zn	100 ± 50 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
THC	5-10 mg/kg t.v.	Bakgrunnsnivå i Nordsjøen	③
ΣPAH	<300 µg/kg t.v.		① ②
B(a)P	<10 µg/kg t.v.	Normalt 3-5% av sum PAH	① ②
Tot. PCB	<5 µg/kg t.v.		① ②
5CB*	<0.5 µg/kg t.v.	10% av tot. PCB	④
HCB	<0.5 µg/kg t.v.	10% av tot. PCB	① ②
OCS*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB	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*	0.3 ± 2µg/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 1994b.

"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.

I tabell 2 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 3 viser grenseverdiene for angivelse av tilstandsklasser og forurensningsgrad. Ved klassifisering av tilstand skilles det ikke mellom naturtilstanden og menneskelig påvirkning, men summen av disse er den observerte tilstand. Det opereres med fem tilstandsklasser, fra god (kl. I) til meget dårlig (kl. V) for sedimenter. Videre representerer forurensningsgradene som benyttes avviket mellom den observerte tilstand (tilstandsklassene) og den forventede naturtilstand ("antatt bakgrunnsnivå"). Også her benyttes en femdeling, fra lite forurenset -grad 1 til meget sterkt forurenset -grad 5 (nedre del av tabell 3).

Tabell 3. Klassifisering av tilstand og forurensningsgrad i marine sedimenteres 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. 1993b og Espourteille et al. 1993. * usikre angivelser eller forslag p.g.a. manglende eller entydige data.

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

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1. Tungmetaller i sedimenter

I forbindelse med mudringstiltak er det tidligere målt forekomster av bl.a. Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni og Cr i store deler av det sentrale havnebassenget og i småbåthavnen i Sandefjordsfjorden.

På midten av 1970-tallet ble det registrert forholdsvis høye verdier for enkelte metaller, særlig Cd og Pb (hhv. opptil 7.0 mg/kg og 680 mg/kg tørrvekt) sentralt i havnebassenget. Disse konsentrasjonene tilsvarte tilstandsklasse IV. De andre metallene indikerte tilstandsklassene I-III (Skagestad 1975). Undersøkelser vertikalt i sedimentene (småbåthavnen marginalt i havnen) 15 år senere viste gjennomgående noe lavere konsentrasjoner, men i samme størrelsesorden for alle metallene (Gulliksen 1991).

Dagens konsentrasjoner på SAF05 i Kamfjordkilen øst i indre havn (fig. 1) representerer ingen endringer i tilstandsklasse for tungmetallforekomstene. Her ble det registrert en konsentrasjon for Hg (3.0 mg/kg tørrvekt, mot 2.9 mg/kg tørrvekt i 1991) tilsvarende grensen for tilstandsklasse III/IV. Konsentrasjonene for Cd, Pb, Cu tilsier fortsatt tilstandsklasse III og tilstandsklasse II for Zn. Resultatene av målingene på SAF06 sentralt i havna står i en særstilling i denne sammenheng, hvor det antas at effekten fra fergetrafikken har gitt utslag i grove sandige sedimenter med svært lave tungmetallkonsentrasjoner (tabell 4). SAF06 unntas fra de generelle betraktninger videre i dette avsnitt.

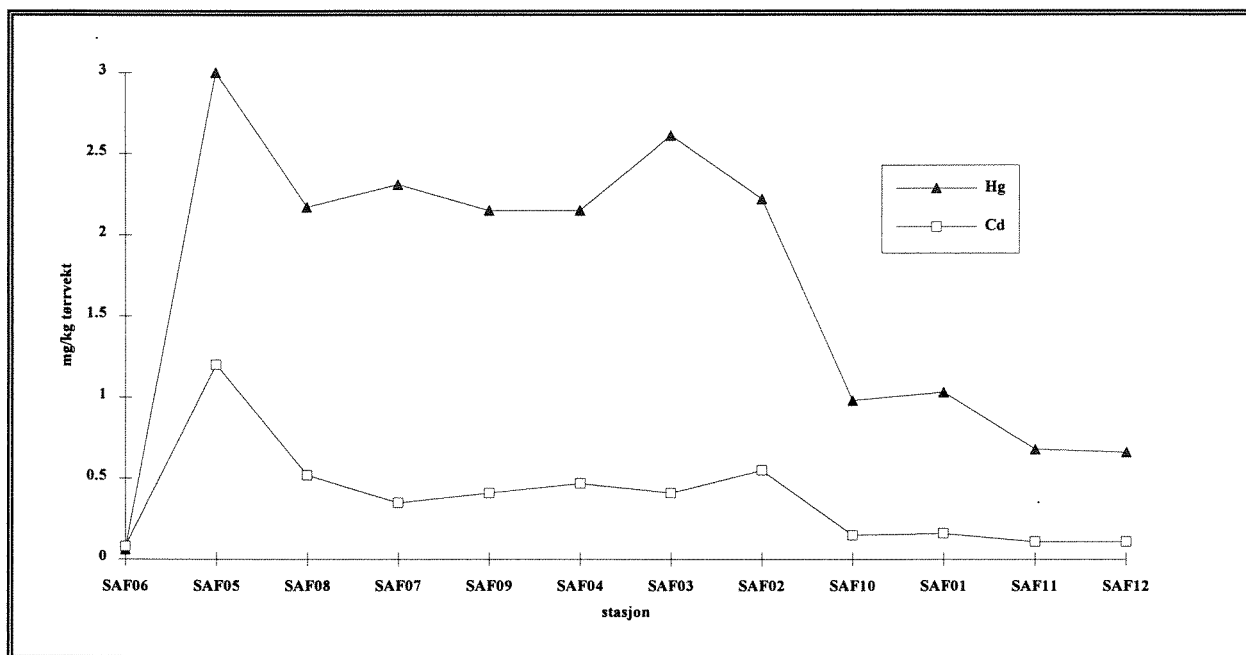
Tabell 4. Resultater av tungmetall-analyser gitt i mg/kg tørrvekt for overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

Stasjon	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
SAF01	22.1	0.16	100	38	1.03	39.4	86	180
SAF02	17.5	0.55	124	130	2.22	42.5	198	256
SAF03	12.7	0.41	114	99	2.61	38.4	165	223
SAF04	13.8	0.47	103	108	2.15	37.3	216	227
SAF05	14.7	1.2	99	229	3	36.5	204	399
SAF06	10	0.08	89	48	0.06	33.2	20.8	90
SAF07	14.8	0.35	91	262	2.31	36.5	171	262
SAF08	16	0.52	104	250	2.17	47	198	344
SAF09	8.7	0.41	86	208	2.15	29.4	189	205
SAF10	17.6	0.15	113	55	0.98	30.5	86	140
SAF11	22.9	0.11	106	42	0.68	42.8	73.4	159
SAF12	25.4	0.11	114	43	0.66	43.9	73.4	165

Det er også tidligere målt forekomster i sedimentene utenfor deponiet på Vera fabrikk og i de tilstøtende vannmasser i fjorden for alle metallene nevnt over unntatt Hg og As (Jenssen et al. 1992). På den nærliggende stasjon i denne undersøkelsen, SAF02 (fig. 1), er konsentrasjonene noe høyere for Pb, Cu, Zn og Ni, men ikke nok til at tilstanden for sedimentene endres (tilstandsklasse I-II). For de andre metallene var det ingen nevneverdige endringer (tabell 3 og 4).

Betraktes forekomstene for de respektive metallene i hele fjordens lengde, var nivåene for Hg mest markert. Maksimalt ble det målt 20 ganger overkonsentrasjon på SAF05. Syv stasjoner (dvs. ca. 60% av prøvene) hadde konsentrasjoner på >2 mg/kg tørrvekt (fig. 2), tilsvarende 13 ganger

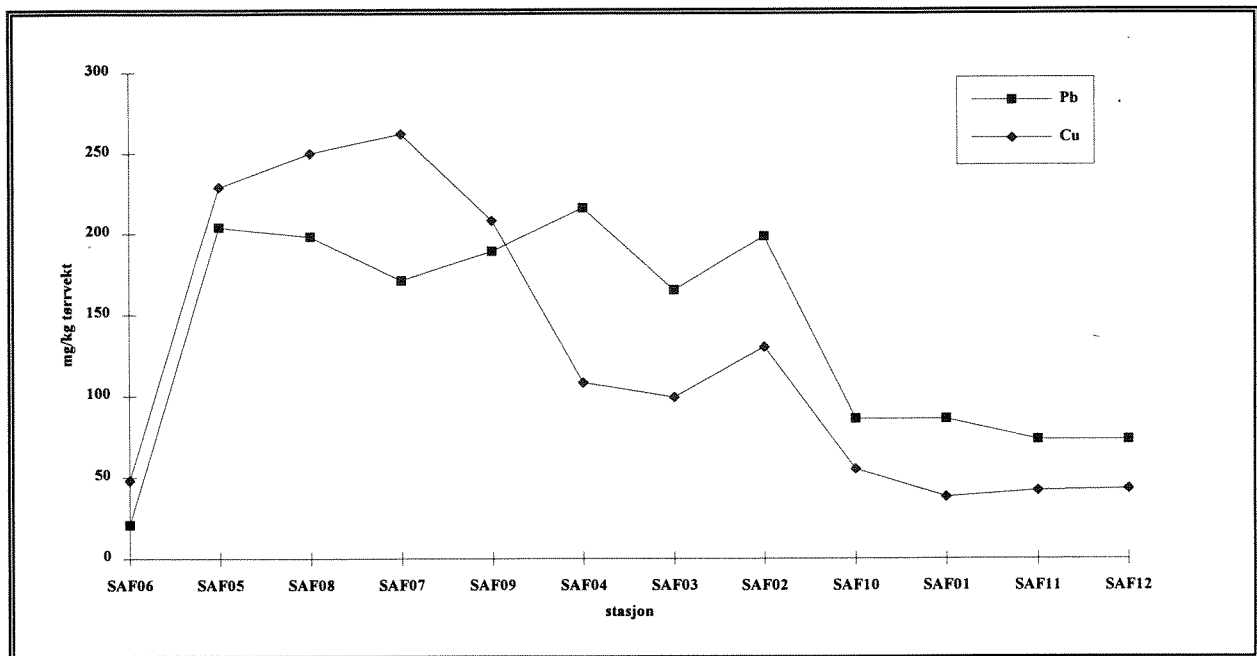
overkonsentrasjon (tabell 3). Alle de 7 stasjonene ligger innenfor terskelen i Tranga (fig. 1). Dette kan tyde på en lokal Hg-forurensning med jevn spredning fra en eller flere punktkilder (mulig kloakk eller industriutslipp) innenfor terskelen. Den mest nærliggende forklaringen er tilførsler av Hg via Kamfjordkilen innerst i havnebassenget hvor det tidligere lå en avfallsfylling. Den gjennomsnittlige Hg-konsentrasjonen for hele fjorden var på 1.8 mg/kg tørrvekt (tabell 4).



Figur 2. Konsentrasjonen (mg/kg tørrvekt) av Hg og Cd i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

Konsentrasjonen av de andre metallene var generelt svært moderate for hele fjorden. Erfaringer fra flere undersøkelser i havne- og byområder viser at Cd-forekomstene ofte følger Hg-forurensningene (Konicny 1992, 1994a). Dette var også tilfelle for Sandefjordsfjorden (mulig samme kilde som Hg, fig. 2), men relativt sett hadde Cd forurensningsmessig begrenset betydning. Utover observert tilstandsklasse III (1.2 mg/kg tørrvekt) i Kamfjordkilen (SAF05) viser resterende stasjoner tilstandsklasse I/II (tabell 3 og 4). Det kan bemerkes at det i 1992 ble utført analyser m.h.p. Hg, Cd, og Pb i mudringsmasser fra Berganbukta, dvs. vest for SAF01 og SAF10 (Løkken 1993). Det ble ikke funnet Hg-innhold over deteksjonsgrensen (0.5 mg/kg tørrvekt), som i dette tilfellet var svært høy. Cd- og Pb-nivåene tilsvarte tilstandsklasse II (tabell 3 og 4). Sistnevnte forhold var i samsvar med nivåene målt i området i denne undersøkelsen til tross for noe ulike opparbeidelsesteknikk.

Av figur 3 ses det at forekomstene for Pb og Cu er noe avvikende i forholdet til Hg og Cd. Konsentrasjonene for Pb er svært jevn utover fjorden (2-7 ganger overkonsentrasjon) med høyeste konsentrasjon (216 mg/kg tørrvekt) på SAF04 nord for Tranga. Det antas derfor at kilden til Pb er noe mer diffus i forhold til de andre metallene (mulig Pb-holdig maling eller drivstoff). Derimot antas det at punktkildene til Cu-forurensningen finnes i tilknytning til indre havn. De høyeste konsentrasjonene tilsvarende tilstandsklasse III ble registrert hhv. utenfor skipsverftet og på SAF05 (262, 250 og 229 mg/kg tørrvekt) (tabell 4).



Figur 3. Konsentrasjonen av Pb og Cu (mg/kg tørrvekt) i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

Forekomstene av Ni og Cr var lave (tilstandsklasse II) med maksimalt hhv. ca. 1.5 og 2 ganger overkonsentrasjon (tabell 3 og 4). De høyeste verdiene ble funnet utenfor skipsverftet (SAF08) og i et mulig akkumulasjonsområde rett innenfor terskelen i Tranga (SAF02). Utbredelsen av As var noe særegen i forholdet til de andre metallene. Konsentrasjonene mellom 8.7-25.4 mg/kg tørrvekt er svært lave og tilsvarer omkring grenseverdier for tilstandsklasse I/II. Men i motsetning til de andre metallene som viste en generell avtagende gradient utover fjorden synes konsentrasjonene for As å øke mot de ytre deler av fjorden (tabell 4).

4.2. PCB i sedimenter

Tidligere er det målt total PCB-konsentrasjoner sentralt i havnebassenget på mellom 1500 og 2200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (Skagestad 1975) og mellom 6-1100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt i sedimentene utenfor deponiet til Vera fabrikker og tilstøtende fjordområder (Schaanning og Jenssen 1992). I begge tilfeller tilsvarer dette generelt meget sterkt forurensede sedimenter (forurensningsgrad 5, jfr. tabell 3).

De beregnede konsentrasjonene for total PCB i denne undersøkelsen lå mellom 2.0 og 689.8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt, med andre ord noe lavere, men fortsatt tilsier dette meget sterkt PCB-forurensede sedimenter lokalt i fjorden. Sedimentene på tre stasjoner (SAF04, SAF07 og SAF08) viste konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse V ("meget dårlig") med en maksimal overkonsentrasjon (SAF08) på 138 ganger et antatt bakgrunnsnivå (tabell 2). Gjennomsnitt på de 12 stasjonene var på 241.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (tabell 5), noe som tilsier at sedimentene i Sandefjordsfjorden generelt fortsatt må karakteriseres som sterkt forurenset mht. PCB (tabell 3).

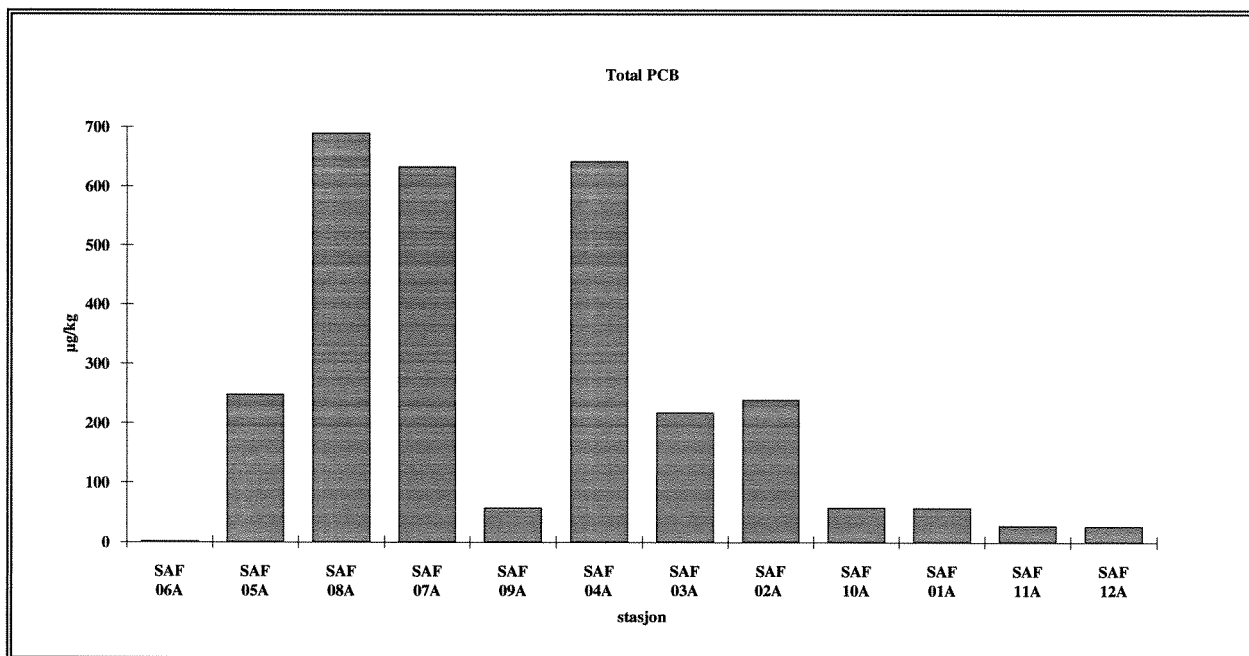
Tabell 5. Rådata for PCB og utvalgte klororganiske forbindelser i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden gitt i µg/kg tørrvekt. Kongener merket * inngår i PCB-7. Deteksjonsgrense for enkeltkomponenter <0.5 µg/kg. Mask. = maskert verdi for komponenter.

Prøve	SAF 01A	SAF 02A	SAF 03A	SAF 04A	SAF 05A	SAF 06A	SAF 07A	SAF 08A	SAF 09A	SAF 10A	SAF 11A	SAF 12A
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	<0.5	<0.5	<0.5	4	<0.5	<0.5	2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
p, p-DDE	1.3	2.8	3.3	3	3.4	<0.5	6	4.8	1.2	1.2	1	0.9
p, p-DDD	1.8	5.4	7.9	6.6	6.6	<0.5	23.4	8.8	1.9	1.9	1.4	1.4
α-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
γ-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.4	<0.5	0.6	0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28*	0.8	1.7	1.7	1.9	5.9	<0.5	3.2	2.4	0.8	0.8	0.6	0.7
PCB 52*	1.1	4.9	4.2	7.7	14.1	<0.5	23.4	24.5	1.5	1.7	0.6	0.6
PCB 101*	3.4	16.8	15.6	41.1	19.4	<0.5	57.6	61.2	3.6	3.7	1.6	1.4
PCB 118*	4.2	15.8	15.5	24.1	22.5	<0.5	55.5	57.5	4.1	4.2	2.3	2.3
PCB 153*	7.3	30.4	27.2	89.4	23.1	0.5	61.9	69.7	7.4	7.6	3.8	3.5
PCB 105	1.6	5.9	5.9	7.4	10.2	<0.5	22.8	23.4	1.7	1.6	0.9	0.9
PCB 138*	7.1	29.1	27	80.7	24.1	0.5	75.8	76.6	7.1	7	3.6	3.5
PCB 156	1.3	5.5	5	17.8	4.6	<0.5	14.3	15.1	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.
PCB 180*	3.9	21.2	17.6	76.1	15	<0.5	38.8	53	4.2	4	1.5	1.5
PCB 209	0.5	1.1	1	1.1	1.1	<0.5	1.4	1.1	0.6	0.6	0.5	0.5
ΣPCB-10	31.2	132.4	120.7	347.3	140	1	354.7	384.5	31	31.2	15.4	14.9
ΣPCB-7	27.8	119.9	108.8	321	124.1	1	316.2	344.9	28.7	29	14	13.5
Tot. PCB	57.4	239.8	217.6	642	248.2	2	632.4	689.8	57.4	58	28	27
% Tørrst.	28.7	29.3	35.2	42.9	22.4	61.7	30.8	34.6	46.3	30.8	30.7	28.2

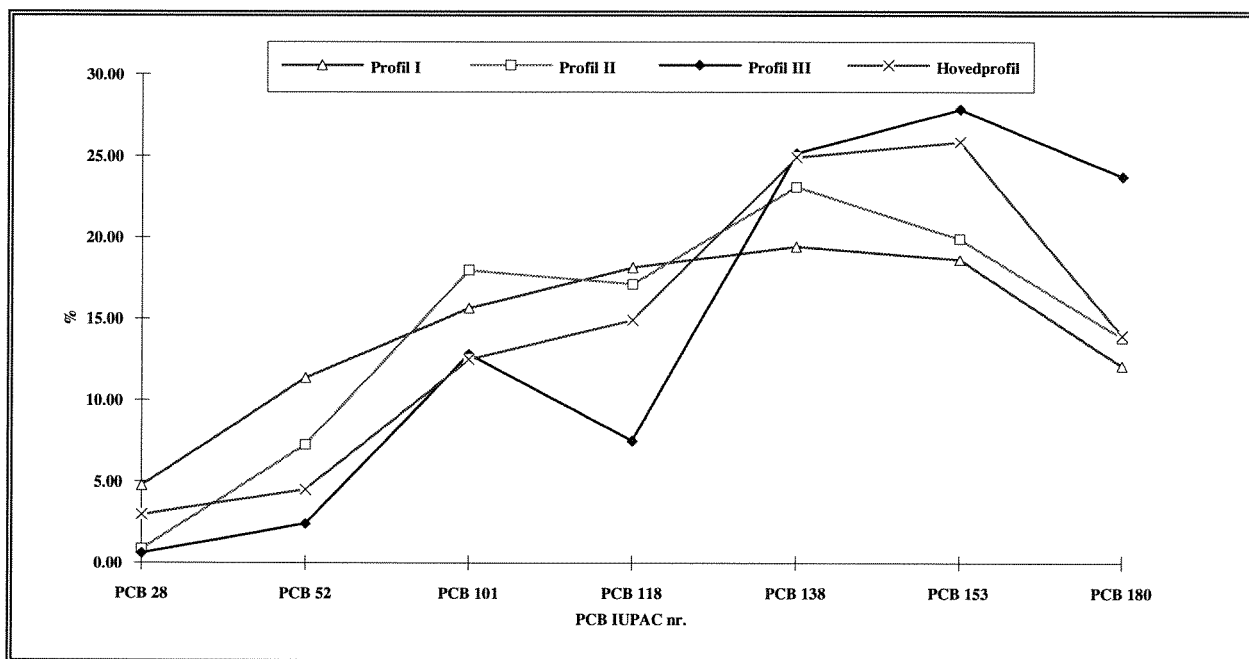
Figur 4 viser fordelingen av total PCB i overflatesedimentene utover i fjorden. Betraktes PCB-profilene dvs. %-fordeling av PCB-7 kongener, indikerer disse at det kan skilles ut tre mulige punktkilder (fig. 5).

Profil I som beskriver PCB-sammensetningen på SAF05 tatt i Kamfjordkilen (øst i indre havn) har en særegen relativt flat prosentfordeling og er vesentlig (2-4 ganger) mer lavklorert sammenliknet med alle andre stasjoner. Profil II fra SAF07 og SAF08 (omkring skipsverftet) har noen likhetstrekk med prosentfordelingen i profil I, men skiller seg fra denne ved mindre andel lavklorerte og større andel høyklorerte kongener. Begge profiler har tyngdepunktet omkring de penta- og heksaklorerte kongenene. Derimot anses profil III, funnet i SAF04 nord for Tranga, som klart avvikende fra de to andre profilene ved å være svært høyklorert med tyngdepunktet omkring heksaklorerte kongener. Figur 5 viser profilene sammenstilt med en gjennomsnittprofil for resterende stasjoner (hovedprofil). Hovedprofilen beskriver trolig en blanding av tilført PCB fra de tre kildene.

Forekomsten av de resterende kongener (#105, 156 og 209) som prosentandel av PCB-10 gjenspeiler i noen grad de tre ulike kildene. SAF05 inneholdt mest PCB #105 og minst PCB #156 av alle stasjonene. Dette understøtter forekomsten av profil I. SAF04 hadde klart lavest andel PCB #105 og PCB #209 og samtidig mest PCB #156 (understøtter Profil III). SAF07 og SAF08 viste en blanding av ovennevnte forhold m.h.t. de 3 kongene, og var samtidig ikke vesentlig avvikende fra resterende stasjoner.



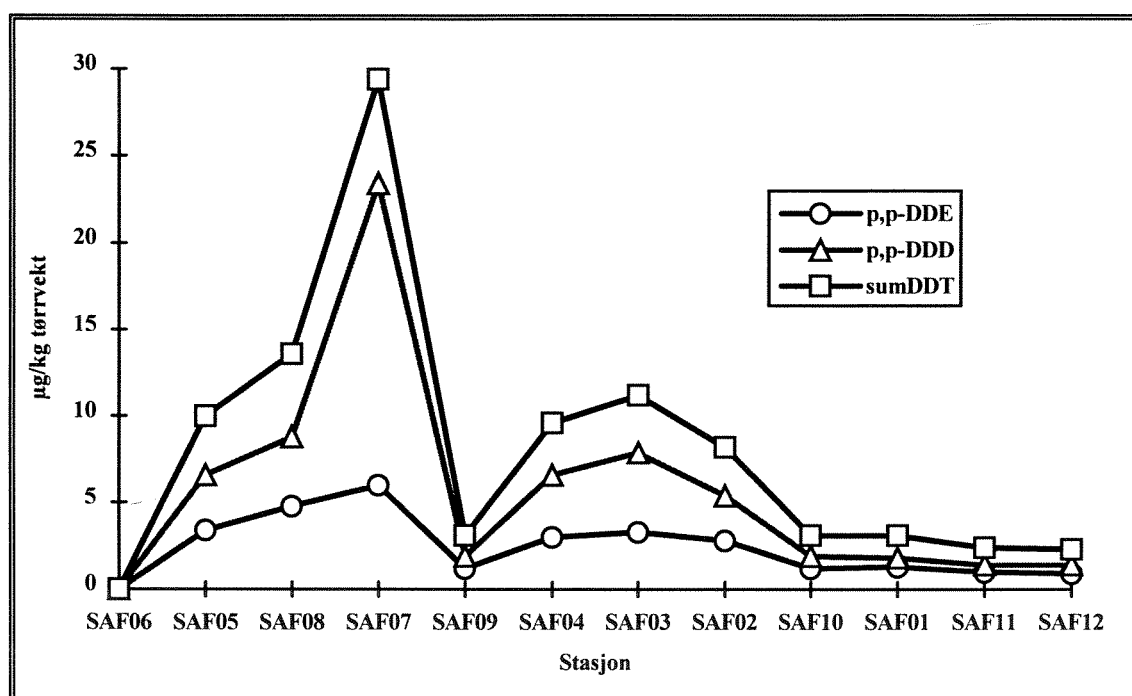
Figur 4. Mengde beregnet total PCB gitt i µg/kg tørrvekt for overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.



Figur 5. PCB-profiler basert på enkeltkongener som prosent av sum PCB-7. Profil I tilsvarer SAF05 i indre havn, profil II er gjennomsnittprofil for SAF07 og SAF08, profil III tilsvarer SAF04 og hovedprofilen er gjennomsnittet av de øvrige prøvestasjonene i Sandefjordsfjorden 1994.

PCB-nivåene i Sandefjordsfjorden var i samme størrelsesorden som forekomster registrert i f.eks. Drammensfjorden og Indre Oslofjord (Konieczny 1994a, Konieczny et al. 1994).

Det ble registrert forholdsvis høye konsentrasjoner av sum DDT på alle stasjoner unntatt SAF06 (tabell 5). Konsentrasjoner i intervallet 2.3-29.4 $\mu\text{g/kg}$ tørrvekt kan anslagsvis tilsvare en maksimal overkonsentrasjon på nærmere 60 ganger antatt bakgrunn (tabell 2). Det er ingen entydig punktkilde for DDT, men de høyeste konsentrasjonene opptrer i samsvar med fordelingen av PCB (i indre havn og et stykke utover mot Tranga) med maksimum i sedimentene utenfor Framnes Mek. Verksted.



Figur 6. Innhold og fordeling av DDT i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

Av de andre persistente klororganiske forbindelser ble det ikke registrert nevneverdige konsentrasjoner over deteksjonsgrensen 0.5 $\mu\text{g/kg}$ for enkeltforbindelsene (tabell 5).

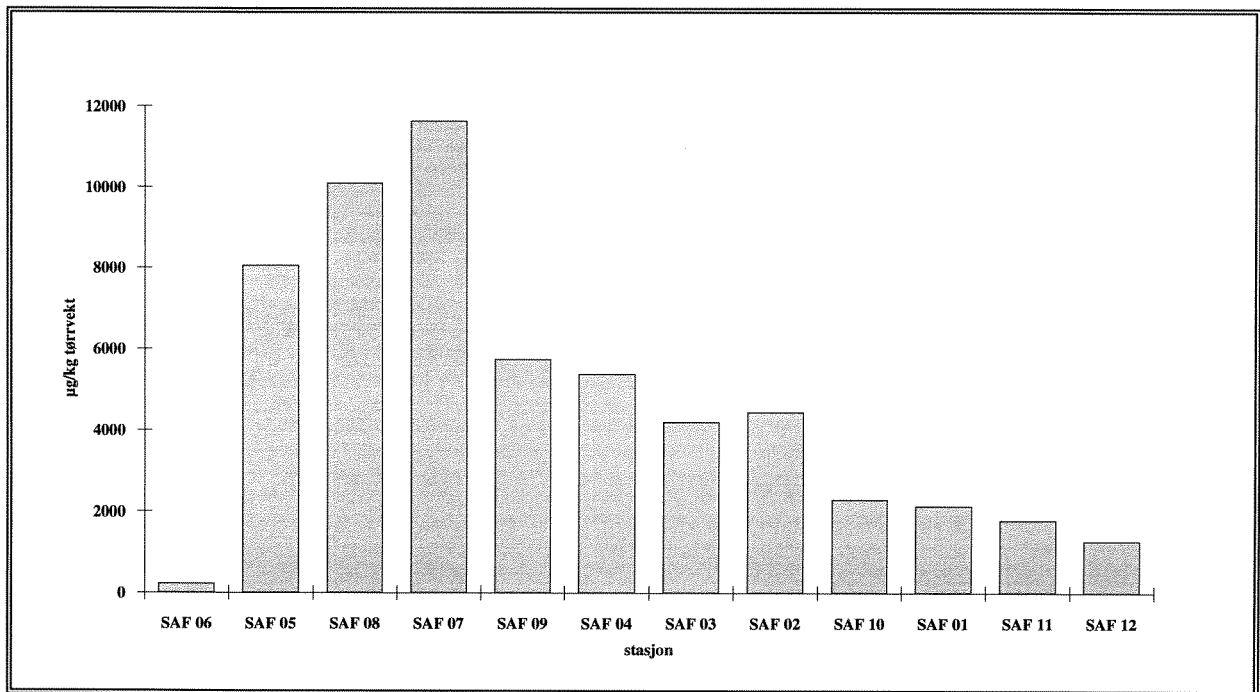
4.3. PAH i sedimenter

Konsentrasjonene målt for sum PAH i overflatesedimentene i Sandefjordsfjorden var mellom 0.23-11.64 mg/kg tørrvekt, dvs. fra omkring antatt bakgrunnsnivå til nærmere 40 ganger overkonsentrasjon. Med unntak av SAF06 og de to ytterste stasjonene SAF11 og SAF12, indikerte sedimentene tilstandsklasse III-IV mht. sum PAH. Summen av de potensielle kreftfremmende komponentene (KPAH) utgjorde mellom 0.08-4.47 mg/kg tørrvekt eller ca. 34-42% av sum PAH (tabell 3 og 6).

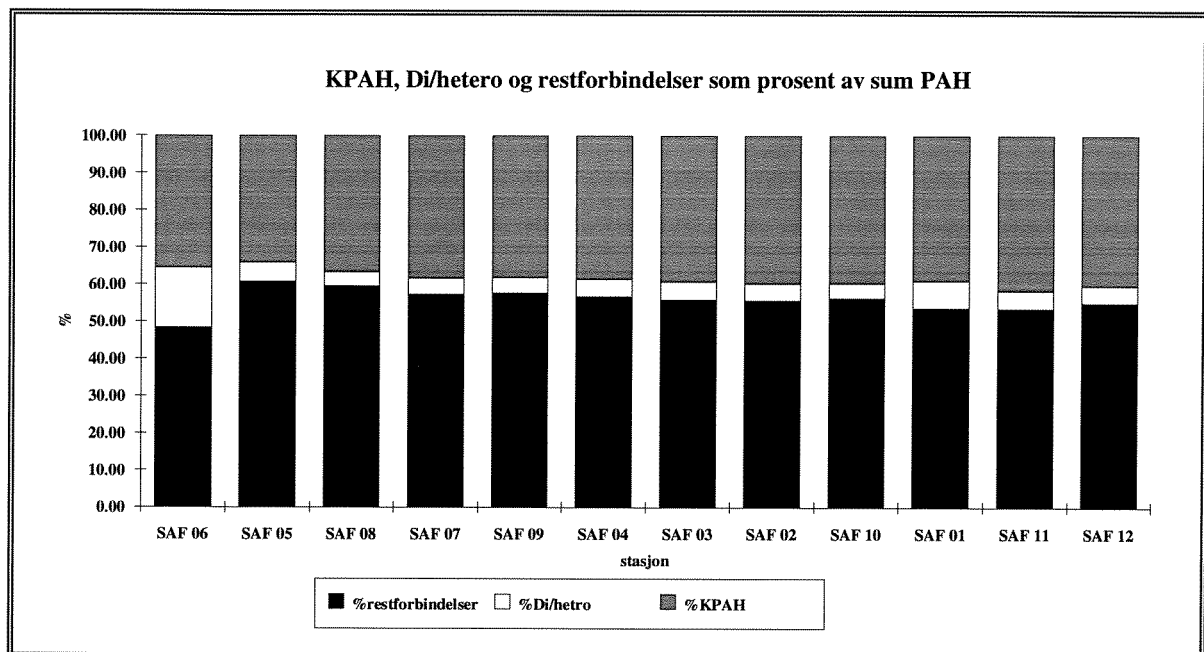
Tabell 6. Konsentrasjoner for PAH gitt i $\mu\text{g/kg}$ tørrvekt i overflatesedimenter fra Sandefjordsfjorden 1994. Deteksjonsgrenser er 2-10 $\mu\text{g/kg}$ tørrvekt for enkeltforbindelser, i.d. = ikke detektert. Forbindelser med potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker (KPAH) dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige og trolige cancerogene, jfr. IARC 1987) er merket * .

STASJON	SAF 01	SAF 02	SAF 03	SAF 04	SAF 05	SAF 06	SAF 07	SAF 08	SAF 09	SAF 10	SAF 11	SAF 12
PARAMETER												
Naftalen	43	45	42	52	46	7	46	64	45	23	20	14
2-M-Naf.	36	46	37	49	56	10	43	50	39	23	22	18
1-M-Naf.	25	33	31	18	40	5	42	44	30	15	16	12
Bifenyl	15	10	14	20	11	2	12	11	10	6	4	3
2,6-Dimetylnaftalen	15	16	17	20	43	5	22	19	15	10	11	11
Acenaftilen	6	17	23	16	14	2	12	10	7	5	5	3
Acenaften	7	29	32	60	70	4	192	92	49	6	5	i.d.
2,3,5-Trimetylnaftalen	7	4	6	5	59	2	13	14	9	5	5	i.d.
Fluoren	5	8	7	14	87	i.d.	127	78	41	2	i.d.	i.d.
Fenantren	102	227	219	338	776	12	729	634	365	91	83	56
Antracen	15	46	60	59	117		124	134	69	30	9	15
1-Metylfenantren	22	55	57	73	171	2	128	213	62	25	17	14
Fluoranten	227	475	433	599	981	15	1350	1074	676	266	167	112
Pyren	195	454	434	592	923	13	1260	1060	615	235	141	96
Benz(a)antracen*	122	290	285	376	521	5	928	870	418	163	100	63
Krysen	158	392	377	487	664	2	1244	1348	556	193	143	97
Benzo(b)fluoranten*	256	521	474	593	793	16	1220	943	611	264	232	158
Benzo(j,k)fluoranten*	103	211	202	239	304	32	498	360	244	111	98	74
Benzo(e)pyren	154	320	299	356	460	10	690	580	360	160	140	99
Benzo(a)pyren*	145	346	328	426	554	14	894	737	431	164	112	68
Perylen	81	129	119	138	200	47	273	218	134	94	61	43
Ind. (1,2,3 cd) pyren*	170	333	303	370	485	14	789	660	406	174	172	124
Dibenz. (a,c/a,h) ant.*	39	65	59	72	91	i.d.	136	133	79	34	35	27
Benzo (ghi) perylen	191	365	347	404	590	9	864	747	470	194	196	168
SUM	2139	4437	4205	5376	8056	228	11636	10093	5741	2293	1794	1275
Derav KPAH(*)	835	1766	1651	2076	2748	81	4465	3703	2189	910	749	514
%KPAH	39	39.8	39.3	38.6	34.1	35.5	38.4	36.7	38.1	39.7	41.8	40.3

Figur 7 viser fordelingen av sum PAH i sedimentene utover fjorden og det kan ses at de høyeste konsentrasjonene er konsentrert omkring skipsverftet og indre havn. Dersom hovedkilden til PAH finnes her, er derfor spredningen svært begrenset. Dette understøttes av at PAH-forekomstene i Sandefjordsfjorden synes å stamme fra forbrenningsavledet PAH (jfr. KPAH-innholdet, gjennomsnittlig 30%).



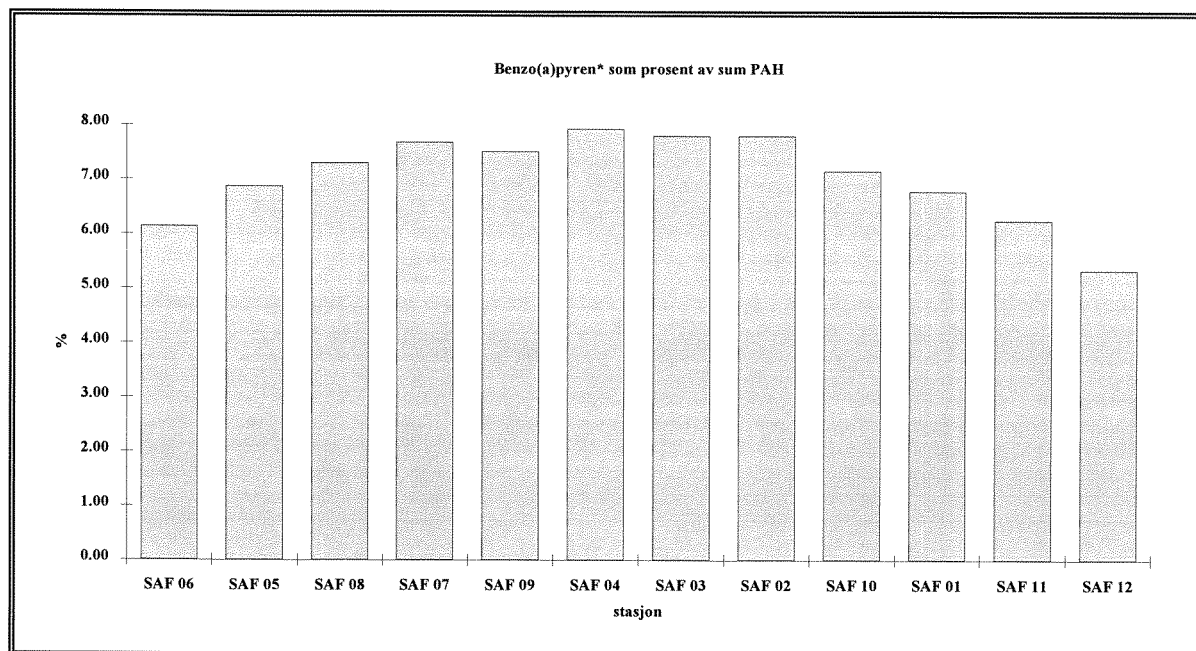
Figur 7. Fordelingen av total mengde PAH gitt i µg/kg tørrvekt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.



Figur 8. Forholdet mellom sedimentenes innhold av KPAH, di-/hetero-sykliske forbindelser (naftalen t.o.m. fluoren) og resterende PAH-forbindelser som prosent av sum PAH i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

Også de høye prosentandelene for benzo(a)pyren (normalt ca. 3% av sum PAH) indikerer overvekt av tyngre PAH-forbindelser fremfor flyktige oljerelaterte forbindelser (fig. 9). Kun SAF06 har en liten,

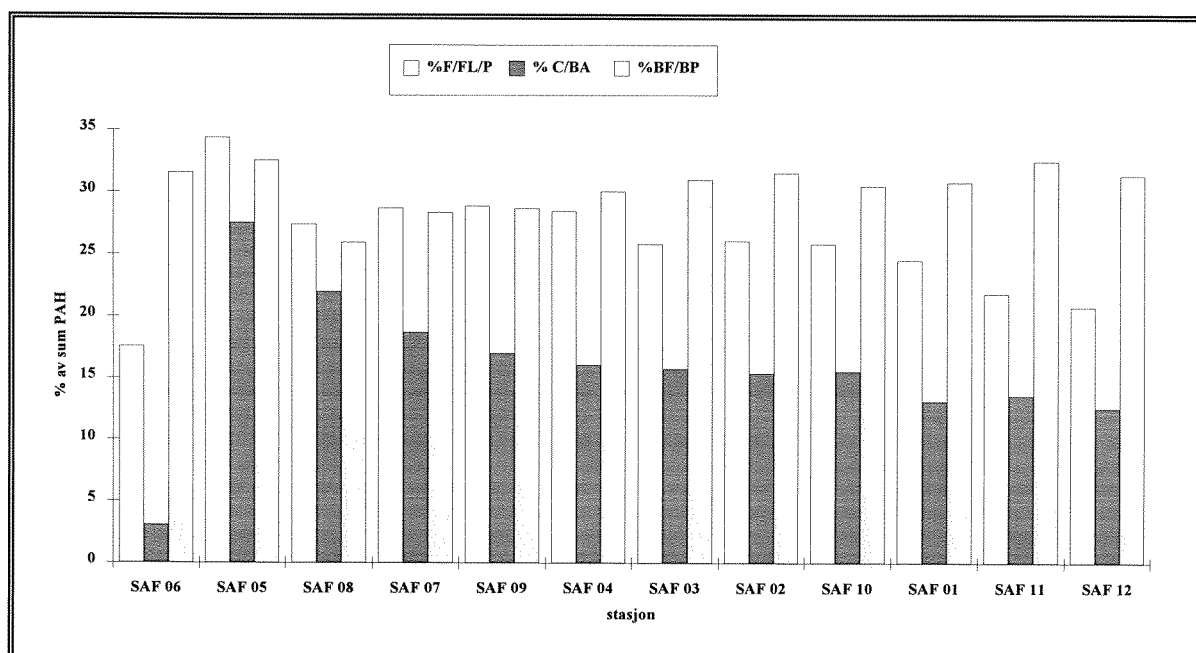
Også de høye prosentandelene for benzo(a)pyren (normalt ca. 3% av sum PAH) indikerer overvekt av tyngre PAH-forbindelser fremfor flyktige oljerelaterte forbindelser (fig. 9). Kun SAF06 har en liten, men klar påvirkning av oljeavledet PAH ved andelen di-/hetero-sykliske forbindelser (fig. 8).



Figur 9. Fordeling av benzo(a)pyren som prosent av sum PAH for overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

Ved å betrakte noe mer detaljerte PAH-profiler for de enkelte prøvene observeres en klar gradient i de tilsynelatende homogene PAH-forekomstene. Fordelingen av 3 hovedgrupper (forbindelser med kjemisk like egenskaper) som prosentandel av sum PAH viser at relativ andel krysen/benz(a)antracen avtar gradvis utover fjorden (fig. 10). Den relative andel av sum fenantren, fluoranten og pyren er høyest på de indre stasjonene SAF05 og SAF07-09 (med unntak av SAF06), mens andelen av benzofenantrener og benzopyrener er høyest på resterende stasjoner med økning ut fjorden. Begge sistnevnte grupper forekommer med høyere prosentandel enn gruppen krysen/benz(a)antracen på alle stasjoner. Hvilken mulig relasjon dette har til PAH-kildene i fjorden er ikke klarlagt.

Det er ikke tidligere utført målinger m.h.t. PAH i sedimenter i Sandefjordsfjorden, men nivåer omkring 5-15 mg/kg tørrvekt er ikke uvanlig, og faktisk langt lavere enn i tilsvarende fjorder og havneområder i dag (se f.eks. Konieczny 1994a, Konieczny et al. 1994). Dette tyder på at bidraget fra en eventuell punktkilde i fjorden trolig ikke er større enn det samlede bidraget fra de mer diffuse tilførselene.



Figur 10. Fordelingen av gruppene; fenantren, fluoranten og pyren (F/FL/P), krysen og benz(a)antracen (C/BA) og benzo(b)fluoranten, benzo(j,k)fluoranten, benzo(a)pyren og benzo(e)pyren (BF/BP) som prosent av sum PAH i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

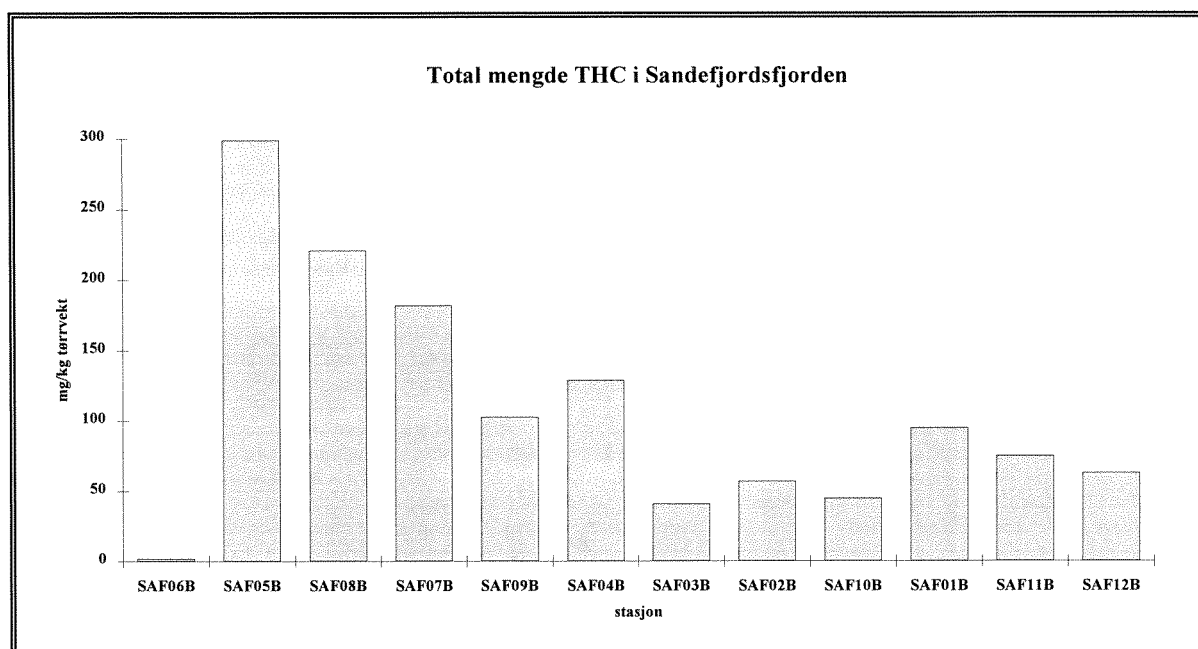
4.4. THC i sedimenter

Det er ikke tidligere kvantifisert THC (total mengde hydrokarboner), som uttrykker oljeforurensning i Sandefjordsfjorden. De observerte nivåene lå mellom 2 og 299 mg/kg tørrvekt, noe som tilsier maksimalt "anslagsvis tilstandsklasse III" (tabell 3). De høyeste konsentrasjonene av oljehydrokarbonene viser en oppkonsentrering (ca. 150-300 mg/kg tørrvekt) i to områder i indre havn (SAF05) og utenfor Framnes Mek. Verksted SAF08 og SAF07 (tabell 7). Dette forholdet er til dels overlappende med forekomstene av PAH. Laveste konsentrasjon og under antatt bakgrunnsnivå ble registrert i prøve SAF06, hvor det tidligere er argumentert for at de grove sedimentene er noe atypisk. Figur 11 viser fordelingen utover fjorden.

Tabell 7. Forekomst av THC gitt i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter fra Sandefjordsfjorden 1994.

PRØVE	SAF 01B	SAF 02B	SAF 03B	SAF 04B	SAF 05B	SAF 06B	SAF 07B	SAF 08B	SAF 09B	SAF 10B	SAF 11B	SAF 12B
THC mg/kg	95	57	41	129	299	2	182	221	103	45	75	63

THC-forekomster i det konsentrasjonsintervallet som er registrert i overflatesedimentene i fjorden anses som vanlige for trafikkerte havneområder i dag (se f.eks. Konieczny et al. 1994). Det er heller ikke påvist forhold som tyder på at det finnes en nevneverdig punktkilde for olje i Sandefjordsfjorden.



Figur 11. Figuren viser total mengde (mg/kg tørrvekt) THC i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

4.5. TBT i sedimenter.

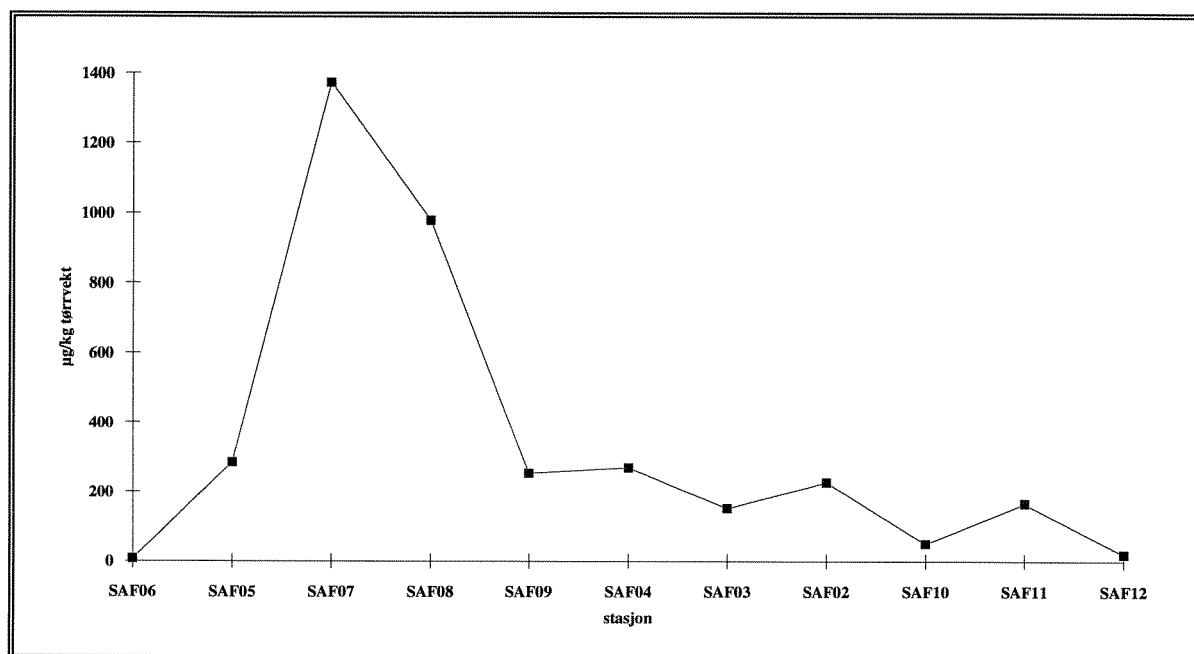
Det er ikke tidligere gjort undersøkelser mht. tributyltinn (TBT) i Sandefjordsfjorden. I denne undersøkelsen ble overflatesedimentene analysert og nivåene lå mellom 7-1374 mg/kg. Fordelingen av TBT i fjorden viser en oppkonsentrering i området utenfor skipsverftet (SAF07 og SAF08) med en maksimal overkonsentrasjon på 458 ganger et foreløpig anslått bakgrunnsnivå (Konieczny 1994).

Nivåene tilsier en gjennomgående "meget dårlig" tilstand (foreløpig tilstandsklasse V) og gjennomsnittet på de 12 stasjonene var på 343.6 µg/kg tørrvekt (tabell 8).

Tabell 8. Konsentrasjoner av TBT gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ i overflatesedimenter (0-2cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

	SAF 01	SAF 02	SAF 03	SAF 04	SAF 05	SAF 06	SAF 07	SAF 08	SAF 09	SAF 10	SAF 11	SAF 12
TBT $\mu\text{g}/\text{kg}$	46	227	152	269	284	7	1374	979	253	50	166	19

TBT-nivåer i den størrelsesorden som er registrert i Sandefjordsfjorden må anses som svært høye. Foreløpige data tyder på at nivåer i størrelsesorden mg/kg er knyttet til skipsverftene og tilsvarende områder langs kysten. Det er til nå registrert tilsvarende TBT-nivåer i Horten havn, Moss havn, Sandnessjøen og marinebasen Haakonsværn (Konieczny 1994b, Konieczny og Juliussen 1994).



Figur 13. Figuren viser total mengde ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) tributyltinn (TBT) i overflatesedimentene (0-2cm) fra Sandefjordsfjorden 1994.

5. Oppsummerende kommentarer og tilrådninger.

Samlet antyder miljøgiftdataene at Sandefjordsfjorden er belastet, og det forekommer en tilsynelatende spredningsgradient fra de indre havneområder og utover fjorden. Selv om fjorden nå er rimelig godt dekket med stasjoner i overflatesedimentene, bør nok områdene marginalt i havnebassenget undersøkes bedre (bl.a. m.h.t. Hg, PCB og TBT). Kunnskapen om miljøgiftnivå vertikalt i sedimentene er også mangelfull. Dette har betydning dersom deler av havnen skal omdisponeres (f.eks. mudring, utfylling osv.).

Forekomsten av enkelte organiske forbindelser (PCB, DDT og TBT) tilsier at mulighetene for negativ påvirkning i form av forhøyede nivåer i organismer som lever i fjorden er til stede. Av den grunn bør også dette undersøkes nærmere m.h.t. konsum og utvidelse av kostholdsrestriksjonene.

Det forekommer også indikasjoner på at det finnes flere kilder til forurensningene i fjorden, spesielt innenfor terskelen (Tranga). Det er derfor nødvendig at eventuelle utvidete sedimentundersøkelser også forsøker å ivareta lokalisering av kildene. Kildelokaliseringen bør også utvides til å omfatte fjordens ytre områder.

Et overordnet mål må være å stoppe de mest alvorlige tilførslene. Som et kortsiktig tiltak anbefales det at det innføres enkelte restriksjoner inntil kildene er lokalisert. Slike restriksjoner kan f.eks. være begrenset ferdsel og mudring (hindre spredning) i enkelte områder og begrenset dumping av veisnø.

6. Litteraturhenvisninger

Henvisninger som refererer til vedlegg er merket *.

- Ahlborg, U.G, A. Hanberg og K. Kenne, 1992.** Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD 1992:26*, Nordisk Ministerråd, København, 99s.
- Ballschmiter, K. og M. Zell, 1980.** Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302, 20-31.
- Ballschmiter, K., C. Rappe og H.R. Buser, 1989.** Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.), Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomed. Div.), 47-69.
- Berge, J. A., 1991.** Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Overvåkingsrapport SFT nr. 446/91, NIVA-rapport nr. O-895501/O-900346, l.nr. 2560, 192s.
- 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.
- Björklund, I., 1987.** Skeppsbottnfärgernas miljöeffkter. Rapport 7/87 fra Kemikalieinspektionen, 15s.(*)
- De Voogt, P. og U.A.Th. Brinkman, 1989.** Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomedical Division), 3-43.
- 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, Sør fjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjord-området 1984-1985. NIVA-rapport nr. O-80106, l.nr. 2139, 76s. (*)
- 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.
- 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, S. Sæland og M. Schaanning, 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. 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.
- 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.
- 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.
- Konieczny, R.M., 1992.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport nr. O-92024, l.nr. 2808, 87s.
- Konieczny R. M., 1994a.** Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. SFT-overvåkningsrap. nr. O-921311, l. nr. 3094, 134s.
- Konieczny 1994b.** Sedimentundersøkelser og tiltaksvurdering i forbindelse med kaiutbygging for mineryddingsfartøy (P-6084). Haakonsværn 1994. NIVA-rapport nr. O-93040, l.nr.31.45, 56s.
- Konieczny, R.M. og A. Juliussen, 1994.** Sonderende sedimentundersøkelse i norske havner og utvalgte kystområder. Fase I: Miljøgiftundersøkelser Narvik- Kragerø. NIVA-rapport nr. O-93177. Under utarbeidelse.
- 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.
- Løkken, B. 1993.** Rapportering og dumping i Vestfold 1992. Brev til SFT den 5.5.93, 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.

- Niemistö L. 1974.** A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst., Skr., Helsinki, 238, 33-38.
- Næs, K. og E. Oug, 1991.** Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1. Konsentrasjoner og mengde klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport, O-895903/E-90406, l.nr. 2570, 193s.
- 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.
- 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.
- Schaanning, M. og P.D. Jenssen, 1992.** Akkumulering av tungmetaller og PCB i innburete blåskjell (*Mytilus edulis*) ved deponi på Vera i Sandefjord. Jordforsk rapport nr. 7.0706-02/4, 30s.
- SFT, 1994.** Miljøgifter i marine sedimenter i Norge. Statusrapport. SFT-rapport 94:16, TA-nr. 1119/1994, 96s. ISBN 82-7655-234-9.
- Skagestad, B., 1975.** Mudring i Sandefjord havn. VIAK as., Notat/brev, 4s.
- Skei, J. og J. Klungsøyr, 1990.** Kartlegging av PCB i sedimenter fra Indre Sør fjord. NIVA-rapport nr. O-90180, l.nr. 2528, 16s.
- 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.

VEDLEGG

Analysemetodikk metaller - NIVA

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

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

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

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

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

Prinsipp: En nøyaktig innveid mengde prøve oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre. Organisk bundet kvikksølv oksyderes til 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 absorbanse måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

As- bestemmelse i sediment ved bruk av grafittovnatomabsorpsjonspektrofotometri.

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

NIVAs bestemmelse av ref. materialet, mg As/kg tørt sediment, lå innenfor referansematerialets usikkerhetsnivå.

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 09/06-94

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

Kontaktperson : RMK Prosjektnr : 0 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
004 940308 SAF01A 0-2cm	22.1	0.16	100	38	1.03	39.4	86.0	180
005 940308 SAF02A 0-2cm	17.5	0.55	124	130	2.22	42.5	198	256
006 940308 SAF03A 0-2cm	12.7	0.41	114	99	2.61	38.4	165	223
007 940308 SAF04A 0-2cm	13.8	0.47	103	108	2.15	37.3	216	227
008 940309 SAF05A 0-2cm	14.7	1.2	99	229	3.00	36.5	204	399
009 940309 SAF06A 0-2cm	10.0	0.08	89	48	0.06	33.2	20.8	90
010 940309 SAF07A 0-2cm	14.8	0.35	91	262	2.31	36.5	171	262
011 940309 SAF08A 0-2cm	16.0	0.52	104	250	2.17	47.0	198	344
012 940309 SAF09A 0-2cm	8.7	0.41	86	208	2.15	29.4	189	205
013 940309 SAF10A 0-2cm	17.6	0.15	113	55	0.98	30.5	86.0	140
014 940309 SAF11A 0-2cm	22.9	0.11	106	42	0.68	42.8	73.4	159
015 940309 SAF12A 0-2cm	25.4	0.11	114	43	0.66	43.9	73.4	165

PrNr PrDato Merking

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% dimethyl 5% diphenyl polysiloxan (cross bound) fused silica kapillærkolonne. Bæregass: Hydrogen, 37 cm/sek.

Kvantitativ analyse.

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

Kvalitetssikring.

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

921204/emb



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

4: BXY4, SAF 01A, 0-2cm, 8/3-94
 5: BXY5, SAF 02A, 0-2cm, 8/3-94
 6: BXY6, SAF 03A, 0-2cm, 8/3-94

Parameter/prøve	4	5	6
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	<0.5	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	0.8	1.7	1.7
PCB 52	1.1	4.9	4.2
OCS	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	3.4	16.8	15.6
p,p-DDE	1.3	2.8	3.3
PCB 118	4.2	15.8	15.5
p,p-DDD	1.8	5.4	7.9
PCB 153	7.3	30.4	27.2
PCB 105	1.6	5.9	5.9
PCB 138	7.1	29.1	27
PCB 156	1.3	5.5	5
PCB 180	3.9	21.2	17.6
PCB 209	0.5	1.1	1
SUM PCB	31.2	132.4	120.7
SUM SEVEN DUTCH PCB	27.8	119.9	108.8
%Fett			
%Tørrstoff	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

Parameter/prøve	1	2	3
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	<0.5	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	0.8	0.6	0.7
PCB 52	1.7	0.6	0.6
OCS	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	3.7	1.6	1.4
p,p-DDE	1.2	1	0.9
PCB 118	4.2	2.3	2.3
p,p-DDD	1.9	1.4	1.4
PCB 153	7.6	3.8	3.5
PCB 105	1.6	0.9	0.9
PCB 138	7	3.6	3.5
PCB 156	Mask.	Mask	Mask
PCB 180	4	1.5	1.5
PCB 209	0.6	0.5	0.5
SUM PCB	31.2	15.4	14.9
SUM SEVEN DUTCH PCB	29	14	13.5
%Fett			
%Tørrstoff	30.8	30.7	28.2

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

4: BXY 4
 5: BXY 5
 6: BXY 6

Parameter/prøve	4	5	6
Naftalen	43	45	42
2-M-Naf.	36	46	37
1-M-Naf.	25	33	31
Bifenyl	15	10	14
2,6-Dimetylnaftalen	15	16	17
Acenaftylen	6	17	23
Acenaften	7	29	32
2,3,5-Trimetylnaftalen	7	4	6
Fluoren	5	8	7
Fenantren	102	227	219
Antracen	15	46	60
1-Metylfenantren	22	55	57
Fluoranten	227	475	433
Pyren	195	454	434
Benz(a)antracen*	122	290	285
Chrysen	158	392	377
Benzo(b)fluoranten*	256	521	474
Benzo(j,k)fluoranten*	103	211	202
Benzo(e)pyren	154	320	299
Benzo(a)pyren*	145	346	328
Perylen	81	129	119
Ind.(1,2,3cd)pyren*	170	333	303
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*	39	65	59
Benzo(ghi)perylene	191	365	347
Coronen			
Dibenzopyrener*			
SUM	2139	4437	4205
Derav KPAH(*)	835	1766	1651
%KPAH	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
- 2: BXY 8
- 3: BXY 9
- 4: BXY 10
- 5: BXY 11
- 6: BXY 12

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
 2: BXY 14
 3: BXY 15

Parameter/prøve	1	2	3
Naftalen	23	20	14
2-M-Naf.	23	22	18
1-M-Naf.	15	16	12
Bifenyl	6	4	3
2,6-Dimetylnaftalen	10	11	11
Acenaftylen	5	5	3
Acenaften	6	5	
2,3,5-Trimetylnaftalen	5	5	
Fluoren	2		
Fenantren	91	83	56
Antracen	30	9	15
1-Metylfenantren	25	17	14
Fluoranten	266	167	112
Pyren	235	141	96
Benz(a)antracen*	163	100	63
Chrysen	193	143	97
Benzo(b)fluoranten*	264	232	158
Benzo(j,k)fluoranten*	111	98	74
Benzo(e)pyren	160	140	99
Benzo(a)pyren*	164	112	68
Perylen	94	61	43
Ind. (1,2,3cd)pyren*	174	172	124
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)	34	35	27
Benzo(ghi)perylene	194	196	168
Coronen			
Dibenzopyrener*			
SUM	2293	1794	1275
Derav KPAH(*)	910	749	514
%KPAH	39.7	41.8	40.3
%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.

Tributyltinn, TBT.

Ved TBT-analysene oppsluttes først biologisk materiale eller sediment med konsentrert HCl. Prøvene ekstraheres så med organisk løsningsmiddel tilsatt tropolone. Ekstrahert TBT behandles deretter med metylmagnesiumbromid (Grignard-reaksjon). TBT-derivatet analyseres med GC/MSD i SIM. Kvantifisering gjøres ut fra ekstern standard. Deteksjonsgrensen avhenger av utveid prøvemengde og ekstraktets sluttvolum. For nærmere detaljer om analysemetodikk henvises til Bjørklund (1987) og Gremm og Frimmel (1992).

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/prøveTBT

BXY 4	46
BXY 5	227
BXY 6	152
BXY 7	269
BXY 8	284
BXY 9	7
BXY 10	1374
BXY 11	979
BXY 12	253
BXY 13	50
BXY 14	166
BXY 15	19

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

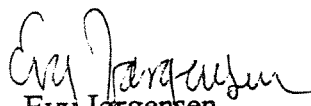
Oppdragsnr. (vår ref.):	UA94.09b
Dato mottak:	13.6.94
Antall prøver:	35
Analyseparameter(e)	Totalt hydrokarbon innhold (THC)
Ansvarlig:	Evy Jørgensen

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

Unilab Analyse AS
Analyseskjema

Kundens id.	Prøvetype	Prøvens beskaffenhet
	Sediment	

SAF 01B	---
SAF 02B	---
SAF 03B	---
SAF 04B	---
SAF 05B	---
SAF 06B	---
SAF 07B	---
SAF 08B	---
SAF 09B	---
SAF 10B	---
SAF 11B	---
SAF 12B	---

Alle prøvene var tint ved ankomst Unilab Analyse as

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.

<u>Prøve nr.</u>	<u>mg / kg tørrvekt</u>
SAF 01B	95
SAF 02B	57
SAF 03B	41
SAF 04B	129
SAF 05B	299
SAF 06B	2,00
SAF 07B	182
SAF 08B	221
SAF 09B	103
SAF 10B	45
SAF 11B	75
SAF 12B	63

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2645-1