



RAPPORT LNR 3933-1998

**Miljøovervåking i**  
Sandefjordsfjorden og  
Indre Mefjorden 1997-98.  
Miljøgifter i sedimenter.

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

9015 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden 1997-98. Miljøgifter i sedimenter.  Overvåkingsrapport nr. 744/98. TA nr 1585/1998	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	3933-98	6/10-1998
Forfatter(e) Bakke, Torgeir	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-97015 1	35 + vedl.
	Fagområde	Distribusjon
	Miljøgifter sjøvann	
	Geografisk område	Trykket
	Vestfold	NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn, Sandefjord Kommune, Jotun A/S, Pronova Biocares a.s, Pronova Oleochemicals a.s, A/S Thor Dahl.	Oppdragsreferanse 94/11813-742.0 PEI
--	---

Sammendrag NIVA har i 1997 analysert miljøgiftinnholdet i bunnsedimentene på 9 stasjoner i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden. Målsetningen var å ajourføre tilstanden siden 1994 da 12 stasjoner ble kartlagt. Overflatesedimentene i Sandefjordsfjorden viste lavere PCB-nivå i 1997 enn i 1994, men er fortsatt klassifisert som markert forurenset innenfor Thorøya. I dypområdet mellom Jotun og Framnes økte PCB sterkt med sedimentdyp. Mefjorden viste moderat PCB-forurensning. PAH og kvikksølv viste i stor grad de samme mønstrene. PCB-sammensetningen indikerte kildelighet mellom området utenfor Kastet, 12-25 cm sedimentsjiktet på dypet mellom Jotun og Framnes, og overflatesedimentet tatt i 1994 sør for Jotun. Begge fjordene var til dels markert forurenset med DDT og resultatene indikerte fortsatt tilførsel til sedimentene. Sedimentprofilen fra dypet mellom Jotun og Framnes indikerte likevel en betydelig reduksjon i tilførsel av PCB, PAH, DDT og kvikksølv de senere årene. Konsentrasjonene av 5CB, HCB, OCS og HCH var med få unntak lave i begge fjordene. Dioksin-nivået i overflatesedimentet mellom Jotun og Framnes var også lavt. Nivået av tributyltinn (TBT) var svært høyt i Sandefjord havneområde, og indikerte sammen med resultatene fra 1994 et vedvarende forurensningsproblem. Det anbefales at utviklingen i sedimentforholdene mht DDT og TBT følges opp.
--

Fire norske emneord 1. Marine sedimenter 2. Tungmetaller 3. Organiske miljøgifter 4. TBT	Fire engelske emneord 1. Marine sediments 2. Heavy metals 3. Organic micropollutants 4. TBT
--	---

Miljøovervåking i  
Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden 1997-98  
**Miljøgifter i sedimenter**

## Forord

*Som oppfølging av "Handlingsplan for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter" har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) gjennomført overvåkingsundersøkelser i Sandefjordsfjorden og indre Meffjorden i 1997/98. Undersøkelsene består av 4 delprogrammer hvorav supplerende undersøkelser av miljøgifter i bunnsedimenter er ett. De øvrige omhandler*

- *hydrografi, hydrokjemi og planktonsamfunn*
- *miljøgifter i spiselige organismer, og*
- *kartlegging av mulige kilder til miljøgiftforurensning.*

*Parallelt med NIVAs undersøkelser har Det norske Veritas gjennomført biologiske undersøkelser av samfunnstruktur på bløtbunn og hardbunn.*

*Resultatene fra delprogrammene er presentert i separate rapporter.*

*Oppdragsgiver for undersøkelsene har vært Statens forurensingstilsyn, Sandefjord kommune, og flere industribedrifter i Sandefjord: Jotun A/S, Pronova Oleochemicals a.s, Pronova Biocare a.s, og A/S Thor Dahl.*

*Prosjektleder for delprogrammet på sedimenter har vært Torgeir Bakke, NIVA, som sammen med Frank A. Kjellberg, NIVA, har stått for feltarbeidet. Tom Tellefsen, NIVA har stått for prøveorganisering til analysene. Jens Skei, NIVA har vært kvalitetsansvarlig for delprosjektet. Analysene er utført ved NIVA og NILU og følgende har vært ansvarlig for gjennomføringen:*

*Bente Hiort Lauritzen, NIVA (tungmetaller)*

*Lasse Berglind, NIVA (PAH)*

*Norunn Følsvik, NIVA (tinnorganiske forbindelser)*

*Einar M. Brevik, NIVA (klororganiske forbindelser)*

*Unni Efraimsen, NIVA (kornfordeling)*

*Ole-Anders Braathen, NILU (dioksiner)*

*Torgeir Bakke har vært overordnet prosjektansvarlig på NIVA.*

*Oslo, 6 oktober 1998*

*Torgeir Bakke*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. INNLEDNING</b>	<b>9</b>
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Målsetning	9
1.3 Undersøkelsesområdet	9
1.4 Tidligere sedimentundersøkelser	10
<b>2. MATERIALE OG METODER</b>	<b>11</b>
2.1 Feltarbeid og prøvemateriale	11
2.2 Analyseprogram	11
2.3 Bakgrunnsnivå og tilstandsklassifisering	17
<b>3. RESULTATER OG DISKUSJON</b>	<b>18</b>
3.1 Klororganiske miljøgifter	18
3.1.1 PCB	18
3.1.2 Øvrige klororganiske forbindelser	22
3.2 PAH	23
3.3 Tungmetaller	26
3.3.1 Kvikksølv	26
3.3.2 Øvrige metaller	27
3.3.3 Tinnorganiske forbindelser	29
3.4 Endringer i miljøgiftbelastning over tid	29
<b>4. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER</b>	<b>31</b>
<b>5. REFERANSER</b>	<b>33</b>
<b>6. Vedlegg</b>	<b>35</b>

---

## Sammendrag

NIVA har i 1997/98 undersøkt miljøgiftinnholdet i bunnsedimenter fra Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden. Undersøkelsen i Sandefjordsfjorden er et supplement til sedimentundersøkelsen gjennomført i 1994. Mefjorden er ikke tidligere undersøkt.

Bunnsedimenter fra 6 lokaliteter i Sandefjordsfjorden og 3 i Mefjorden ble samlet 29-30 september 1997 ved bruk av kjerneprøvetaker. Fra samlige stasjoner ble overflatesjiktet (0-2 cm) analysert. I tillegg ble 10 sedimentsjikt fra 2 til 30 cm sedimentdyp analysert fra dypområdet mellom Framnes og Jotun i Sandefjordsfjorden og 4 sedimentsjikt fra 2 til 10 cm sedimentdyp analysert fra området rett utenfor Kastet fyllplass i Mefjorden. Miljøgift-analysene omfattet PCB, DDT og et utvalg andre klororganiske miljøgifter, PAH og kvikksølv i alle prøvene, og dioxin, øvrige tungmetaller og organisk tinn i utvalgte prøver.

Prøvene tatt i 1997 i Sandefjordsfjorden innenfor Thorøya viste lavere PCB-konsentrasjoner i øvre 0-2 cm enn prøvene tatt i 1994, men det er usikkert om dette skyldes flekkvis fordeling av PCB eller bedring over tid. Sedimentene ble fortsatt klassifisert som markert forurenset. Områdene sør for Thorøya var generelt lavt belastet med PCB. Dypområdet mellom Framnes og Jotun viste en gradvis økning av PCB-innholdet med sedimentdyp til meget høye konsentrasjoner i 12 - 25 cm sjiktet.

Indre Mefjorden hadde moderat innhold av PCB i overflatesedimentene, og i grunnområdet nær Kastet avtok konsentrasjonene nedenfor 6 cm sedimentdyp.

Det var klare forskjeller i PCB-sammensetningen mellom prøver fra ulike steder og år. Sedimentet utenfor Kastet i Mefjorden, overflatesedimentet sør for Jotun i 1994 og 14-25 cm sedimentsjiktet i dypområdet mellom Jotun og Framnes viste likhet i sammensetningen med Aroclor 1260, til dels også 1262, karakterisert ved overvekt av tyngre PCB-komponenter (kongenerer). Sedimentene fra indre havn 1994 og ved Storholmen i Mefjorden 1997 hadde entydig overvekt av de lettere PCB-kongenerer, og indikerte tilførsel av lavklorert PCB opp til Aroclor 1254. Kjerneprøvene fra dypområdet mellom Jotun og Framnes indikerte en annen PCB-tilførsel i 12-14 cm sedimentdyp enn i sjiktene ovenfor og nedenfor. Resultatene viser at det har vært flere kilder til PCB-forurensningen i fjorden.

DDT viste stort sett samme konsentrasjonsnivå i 1997 som i 1994, og begge fjordsystemene er markert til sterkt forurenset. I dypområdet mellom Framnes og Jotun økte DDT-konsentrasjonen med sedimentdyp til ca 580 ganger antatt bakgrunnsnivå i 14-20 cm sjiktet. Selv om profilen viser en bedring i sedimentforholdene på denne stasjonen de senere år, tyder resultatene totalt sett på at det fortsatt finnes aktive kilder til DDT-forurensning av sedimentene og dette bør følges opp. Utenfor Kastet i Mefjorden viste sedimentprofilen avtakende DDT-innhold med dyp.

Dioksiner ble kun analysert i 0-2 cm sjiktet fra dypområdet mellom Jotun og Framnes. Analysen viste lav verdi i form av toksistetsekvivalenter. Konsentrasjonene av et utvalg andre klororganiske forbindelsene 5CB, HCB, OCS og  $\alpha$ - og  $\gamma$ -HCH var også med få unntak lave i hele fjordsystemet både i 1994 og 1997.

Analysene av PAH viste et mønster i store trekk likt som for PCB. Sedimentene i Kamfjordkilen og fra Stub og utover til og med Thorøya var markert til sterkt forurenset. PAH viste også høye konsentrasjoner dypere enn ca 8 cm nede i sedimentet i dypområdet mellom Jotun og Framnes. Sedimentene ved Kastet i Mefjorden hadde moderat PAH-innhold i overflatesjiktet, og ingen økning med sedimentdypet. Sedimentene ved Kastet var dominert av lettere komponenter som indikerte en oljebasert kilde. To lokaliteter, begge rett utenfor fergekaia i Sandefjord, hadde svært forskjellig PAH-

sammensetning. Dette indikerer flekkvis fordeling av PAH fra flere kilder. Havneområdet forøvrig, indre fjord innenfor Tranga og områdene innenfor øyene på vestsiden av ytre fjord hadde en sammensetning som indikerer en blanding av oljebasert og forbrenningsavledet PAH, mens sentrale deler av ytre fjord og Mefjorden litt utenfor Kastet var karakterisert av forbrenningsavledet PAH.

Med unntak av enkelte stasjoner sentralt i havneområdet, hadde hele området fra Thorøya og innover høyt kvikksølvinnhold i overflatesedimentene, men likevel noe lavere i 1997 enn i 1994. Områdene sør for Thorøya var også markert forurenset av kvikksølv. Sedimentene i Mefjorden hadde klart lavere kvikksølvinnhold enn Sandefjordsfjorden og resultatene viser at utlekking av kvikksølv til sjøen fra fyllplassen ikke påvirker bunnsedimentene.

Nikkelforensning synes ikke å være noe problem i sedimentene i noen av fjordene og situasjonen synes stabil. Sedimentprofilen for et utvalg andre metaller (kadmium, kobber, bly, sink og krom) i dypområdet mellom Jotun og Framnes viste moderat til markert forurensning i overflaten og (med unntak for krom) en gradvis økning i konsentrasjon med sedimentdyp.

Overflatesedimentene i Sandefjord havneområde hadde svært høye verdier av tributyltinn (TBT) i 1997. Maksimalkonsentrasjonen var nesten 5000 ganger over antatt bakgrunnsnivå, og ligger like under de høyeste sedimentkonsentrasjonene som er målt i norske havneområder. Resultatene kan tyde på et vedvarende og muligens økende forurensningsproblem i indre fjord. Det anbefales at utviklingen følges opp i videre overvåking.

Sammenfatningsvis indikerte vertikalfordelingen av miljøgifter i sedimentet i den dypere delen av indre Sandefjordsfjorden sør for havneområdet at tilførselen av PCB, PAH, DDT og kvikksølv er betydelig redusert i forhold til tidligere tider. Siden sedimenteringsraten i området er ukjent kan vi ikke fastslå når reduksjonen inntraff, men normal sedimentasjonsrate for norske fjorder skulle tilsi en gang etter slutten av 1960-tallet.

Vertikalprofilen av miljøgifter i sedimentet i det grunne sjøområdet rett utenfor Kastet i Mefjorden indikerte at tilførselen til området økte for et (ukjent) antall år siden og har vært stabil etter dette.

## Summary

Title: Monitoring of Sandefjordsfjorden and inner Mefjorden 1997-1998.  
Micropollutants in sediments.  
Year: 1997  
Author: Torgeir Bakke  
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 82-577-3524-8

During 1997-1998 NIVA analysed the levels of micropollutants in bottom sediments from Sandefjordsfjorden and Mefjorden. The investigation in Sandefjordsfjorden is a supplement to similar investigations performed in 1994. Mefjorden has not been studied before.

Bottom sediments from 6 sites in Sandefjordsfjorden and 3 sites in Mefjorden were sampled during 29-30 September 1997 by use of a corer. The surface sediments (0-2 cm) were analysed from all sites. The sediment cores from a deep site between Jotun and Framnes were sectioned into 11 sections down to 30 cm depth, and all sections analysed. From correspondingly sectioned cores taken at a site just outside the Kastet deposition site in Mefjorden 5 sections down to 10 cm depth were analysed. The micropollutant analyses comprised PCB, DDT, other selected organochlorins, PAH, and mercury in all samples, and dioxins, selected heavy metals, and organic tin in selected samples.

The 1997 samples taken north of Thorøya showed lower levels of PCB than the 1994 samples, but whether this reflects a patchy distribution of the PCB or an improvement over time is uncertain. The sediments are still classified as markedly polluted. The region south of Thorøya had overall low levels of PCB. The deep site between Jotun and Framnes showed a gradual increase in PCB concentration with sediment depth, and reached very high concentrations from 12 to 25 cm depth.

The surface sediments of the inner Mefjord had moderate levels of PCB, and in the shallow area close to the Kastet deposition site the concentrations were reduced below 6 cm sediment depth.

The PCB composition differed between samples from various sites and years. The sediment outside Kastet, the surface sediments just south of Jotun from 1994 and the 14-25 cm layer at the deep site between Jotun and Framnes showed compositional similarity to Aroclor 1260, partly also to Aroclor 1262, being characterised by the heavier PCB components (congeners). The sediments from the inner harbour, and close to Storkvikholmen in Mefjord had a dominance of the smaller congeners and indicated supply of less chlorinated PCB mixtures up to Aroclor 1254. The cores from the deep site between Jotun and Framnes indicated a different supply of PCBs in the 12-14 cm section than in the sediments above and below this section. The results show that there have been several sources of PCB to the sediments in the fjord system.

DDT showed similar levels of concentration in 1994 and 1997, and both fjords were characterised as markedly to severely polluted. At the deep site between Jotun and Framnes the levels of DDT increased with sediment depth to about 580 times expected background level in the 14-20 cm sections. Although the profile shows that the conditions have improved in later years the total results suggest that there are still active sources to DDT pollution of the sediments. This ought to be followed up. Outside Kastet the sediment profile showed reduction in DDT levels with depth.

Dioxins were only analysed from the 0-2 cm section of the sediments at the deep site between Jotun and Framnes. The analysis showed low levels expressed as toxicity equivalents. The concentrations of other chlorinated organic compounds, 5CB, HCB, OCS, a- and g-HCH, were with few exceptions low throughout the fjord system both in 1994 and 1997.



The PAH analyses gave a similar pattern as for PCB. The sediments of Kamfjordkilen, and the bottom from Stub and south to Thorøya were markedly polluted. The PAH also occurred at high concentration below 8 cm sediment depth at the deep site between Jotun and Framnes. The sediments outside Kastet in Mefjorden had moderate level of PAH in the surface sediments, and no increase in level with sediment depth. The sediment at Kastet was dominated by smaller PAH components indicating a petroleum origin. Two sites outside the ferry terminal in Sandefjord differed widely in PAH composition. This indicates a patchy distribution of PAH from several sources. The remaining harbour area, the inner fjord north of Tranga, and the sites inside the islands along the western part of the outer fjord had a PAH composition suggesting both petroleum and combustion derived PAH. The central part of the outer fjord and Mefjorden at some distance from Kastet were characterized by combustion derived PAH.

With exception of some stations in the central harbour area of Sandefjord, the whole fjord north of Thorøya had high levels of mercury in the surface sediments, yet slightly lower in 1997 than in 1994. The bottoms south of Thorøya were also markedly contaminated with mercury. The sediments in Mefjorden contained significantly less mercury than Sandefjordsfjorden, and the results showed that if any mercury is transported from the deposition site to the sea it does not affect the sediments.

Nickel contamination does not appear to be a problem in the sediments of any of the two fjords and the situation seems stable. The sediment profile for a range of other metals (cadmium, copper, lead, zinc, and chromium) at the deep site between Jotun and Framnes showed moderately to markedly contamination at the sediment surface and (except for chromium which was stable) a gradual increase in concentration with sediment depth.

In 1997 the surface sediments in Sandefjord Harbour had very high levels of tributyltin (TBT). The peak concentration was almost 5000 times above expected background, and just below the highest concentrations ever recorded in Norwegian harbour sediments. The results indicate a continuous and possibly increasing pollution problem in the inner Sandefjordsfjord. It is recommended that the development in TBT pollution be followed in future monitoring.

In summary the vertical distribution of micropollutants in the sediments at the deep site in the inner Sandefjordsfjord south of the harbour indicate that the input of PCB, PAH, DDT and mercury today is significantly reduced compared to earlier years. Since the sedimentation rate is unknown we cannot assert when this reduction occurred. On basis of a reasonably normal sedimentation rate of 3-4 mm/year for Norwegian fjords the profiles should indicate a reduction in input from the early 1970ies and onwards.

The vertical distribution of micropollutants in the shallow bottom area just outside the Kastet deposition site in Mefjorden showed that the input to the bottom must have increased some (unknown) years ago and has been stable since.

# 1. INNLEDNING

## 1.1 Bakgrunn

Som en del av SFTs "Handlingsplanen for opprydding i deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter" ble det i 1993 igangsatt "Sonderende undersøkelser av miljøgifter i norske havner og kystområder". I fase II av undersøkelsen ble det fokusert på miljøgiftsituasjonen i Sandefjordsfjorden gjennom en utvidet sedimentundersøkelse (Konieczny og Juliussen 1994). Denne viste til dels meget høye konsentrasjoner av PCB og TBT, men også av PAH og kvikksølv, bly og kobber i indre Sandefjordsfjorden. Andre sjøbunnsundersøkelser i området har omfattet kartlegging av effektene fra Vera-deponiet litt ute i fjorden (Jenssen et al 1992) sammen med registrering av miljøgiftnivåer i blåskjell som viste høye nivåer av PCB (Schaanning og Jenssen 1992). Videre har de lokale næringsmiddelmyndighetene i 1993 gjort en supplerende undersøkelse av miljøgifter i fisk, krabbe og blåskjell (upublisert), som viste så høye nivåer av dioksinliknende PCB i fiskelever at Statens Næringsmiddeltilsyn frarådet konsum av lever av rund fisk fanget innenfor Tranga.

SFT gikk i mars 1996 ut med forespørsel om tilbud på oppfølgende overvåking i Sandefjordsfjorden, og også i Mefjorden som ikke tidligere har vært undersøkt. Programmet har omfattet hydrografisk og hydrokjemisk (m.h.p. næringsalter) undersøkelse, karakterisering av planteplankton, analyse av miljøgifter i naturlige bestander av fisk, blåskjell og tang, supplerende analyser av miljøgifter i bunnsedimenter, påvisning av mulige aktive kilder til PCB-forurensing gjennom analyse av blåskjell og semipermeable membraner satt ut på rigger. I tillegg er det gjort en karakterisering av bløtbunns og på hardbunns flora og fauna på grunnt vann. NIVA har hatt ansvaret for delprogrammene på hydrografi, planteplankton, miljøgiftanalyser, og kildekartlegging. Det norske Veritas har hatt ansvaret for de biologiske undersøkelsene på bunnen.

## 1.2 Målsetning

Hovedmålsetning med overvåkingsprogrammet i Sandefjordsfjorden og Mefjorden er å kunne følge forurensningssituasjonen over tid, spesielt med tanke på revisjon av de gitte kostholdsråd og påvirkning av næringsstoffsutslipp til fjordområdene. Videre skal programmet danne grunnlag for å gi miljøvern- og næringsmiddelmyndighetene muligheter til å bedømme behovet for forurensningsbegrensende tiltak.

Målsetningen med delprogrammet på miljøgifter i sediment er å ajourføre tilstanden mht nivåer av utvalgte miljøgifter i overflatelag og vertikalt i sedimentene, gjennom en supplerende kartlegging i havneområdet, enkelte beskyttede lokaliteter i ytre fjord, samt indre deler av Mefjorden.

Følgende miljøgifter er gitt høyest prioritet i delprogrammet: PCB, DDT, PAH og kvikksølv.

## 1.3 Undersøkelsesområdet

Sandefjordsfjorden er en ca 10 km lang og forholdsvis smal terskelfjord. Ytterst i fjorden er vanddypet i overkant av 80 m. Innover fjorden minsker dypet gradvis til en terskel på ca 30 m dyp i Tranga (Trangsholmene, Fig. 1). Innenfor Tranga i den midtre del av fjorden er det flere mindre bassenger og renner med varierende vanddyb. Bare i den innerste østlige enden av fjorden (Kamfjordkilen) er det tidligere påvist anoksiske sedimenter (Konieczny og Juliussen 1994).

Sandefjord by omkranser innerste del av fjorden. Byen er tilknyttet en stor handelsflåte, og havneområdet domineres av hyppig ferge- og småbåttrafikk. Kamfjordkilen var tidligere omkranset av store kommunale fyllinger. Syd for selve havnebassenget ligger Framnes Mek. Verksted, der det tidligere var en aktiv slipp. Nå fungerer kaiområdet her som opplagsplass blant annet for ferger. Indre

og midtre fjord er forøvrig omkranset av en variert industri, hvor flere har potensielt belastende deponier eller utslipp til fjorden. Utslipp fra det kommunale renseanlegg (Enga) er lagt sentralt til ytre fjord, og sør for dette ligger også et deponiområde for dumpemasser. Ved Holtskjær på østsiden av fjordmunningen ligger et tidligere dumpeområde for industrielt avfall.

Mefjorden ligger øst for Sandefjordsfjorden og løper parallellt med denne. Mefjorden er ca 8.5 km lang og trangere enn Sandfjordsfjorden. Vanddypet ved munningen er ca 50 m. Dypet i fjorden er forøvrig mindre enn 30 m. Mefjorden har en rekke mer eller mindre veldefinerte bassenger og terskler innover. Området innenfor Ormestadholmene er svært grunt, 0.5 – 4 m. Innerst ligger den kommunale søppelfyllplassen Kastet. Tidligere grunne sjøområder utenfor fyllplassen er til dels fylt ut ca 100 m og dekket av vegetasjon. Utfyllingen ender i en steinfylling mot sjø. Mefjorden har enkelte småbåthavner og er forøvrig preget av hyttebebyggelse. Det ligger ingen industri ved Mefjorden, men Haslebekken innerst i fjorden er omkranset av ulike typer industri-/næringsbygg.

#### **1.4 Tidligere sedimentundersøkelser**

I Sandefjordsfjorden er mudringsmasser fra indre havnebasseng analysert for miljøgifter på midten av 1970-tallet og senere to ganger etter 1991 (Skagestad 1975, Gulliksen 1991 og Løkken 1993). Sedimenter fra Roastranda og sjøbunnen utenfor er også analysert i tilknytning til undersøkelse av effekter fra deponiet på Vera (Jenssen et al. 1992). I 1994 ble øvre sjikt av bunnsedimentene på 12 lokaliteter fra indre havn til ytre fjord analysert for en rekke miljøgifter (Koniczny og Juliussen 1994). Undersøkelsen i 1997 er et supplement til sistnevnte, både for å få en bedre geografisk dekning av informasjonen om miljøgifter i sedimentene, og for å kartlegge vertikalfordelingen av miljøgiftene på utvalgte steder.

I Mefjorden er det ikke gjort analyser av bunnsedimentene tidligere.

## 2. MATERIALE OG METODER

### 2.1 Feltarbeid og prøvemateriale

Innsamling av bunnsedimenter ble gjennomført 29-30 september 1997. Det ble tatt kjerneprøver fra i alt 9 stasjoner, 6 i Sandefjordsfjorden og 3 i Mefjorden (Fig. 1 og 2). Tre stasjoner ble lagt i den sentrale/ytre del av havnebassenget. En stasjon for undersøkelse av vertikalfordelingen ble lagt i dyprenna mellom Framnes og Jotun, like sørvest av Framnes. Vestre del av ytre fjord, sør for Lofterød ble dekket av 2 stasjoner lagt i dypområder vest av holmene. Stasjonene i Indre Mefjorden dekket strekningen Kastet – Storholmen. Stasjonen ved Kastet ble lagt i grunnområdet ca 10 m fra steinfyllinga. De to øvrige ble lagt i dypområdene ved hhv Gokstadholmen og Storholmen.

Prøvene ble tatt med samme type kjerneprøvetaker som i 1994 (Niemistö 1974). Innsamlingen ble foretatt fra F/F "Trygve Braarud" tilhørende Universitetet i Oslo, bortsett fra på innerste stasjon i Mefjorden, der det ble benyttet småbåt, og kjerneprøvetakeren (samme diameter og lengde som på øvrige stasjoner) ble presset ned for hånd.

Etter at kjerneprøvene kom ombord ble de inspisert for evt. oppvirvling av bunnmateriale eller andre tegn på forstyrrelse. Slike kjerner ble forkastet og prøvetakingen gjentatt. Det ble tatt rutinemessig to godkjente kjerneprøver pr stasjon. Prøvene ble lengdemålt og sedimentets utseende ble beskrevet. Deretter ble øvre 0-2 cm nivå av hver kerne snittet av og overført til egnede prøveglass (plast for metallanalyser, glass for organiske miljøgifter) og frosset ned for analyse.

For to stasjoner, S16 i dyprenna mellom Framnes og Jotun (Figur 2) og M1 innerst ved Kastet ble begge kjerneprøvene snittet ned til 30 cm sedimentdyp (0-2, 2-4, 4-8, 8-10, 10-12, 12-14, 14-16, 16-20, 20-25 og 25-30 cm), og hvert snitt oppbevart separat for analyse.

Posisjonering ble utført ved bruk av skipets GPS navigeringssystem koblet mot digitalt sjøkart. Dette ga nøyaktig logging av kartposisjon og dyp for hver prøve (Vedlegg 1). Bakgrunnsdata for prøvene er gitt i Tabell 1.

### 2.2 Analyseprogram

En oversikt over de analyser som er gjennomført på de enkelte stasjoner er gitt i Tabell 2. Rådata fra analysene er gitt i Vedlegg 2.

Klororganiske miljøgifter (PCB, penta- og hexaklorbenzen, oktaklorstyren,  $\alpha$ - og  $\gamma$ -heksaklorsykloheksan, p,pDDE, p,pDDD og p,pDDT) er analysert i alle prøvene. De frysetørrede prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres to ganger med aceton/syklohexan (20:15 v/v). Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer feks. svovel. Tilslutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

Analysen av PCB fokuserer på de 7 antatt viktigste av de 209 teoretiske enkeltforbindelsene (kongenerer) av PCB: IUPAC nr CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 og CB180 (Ballschmiter og Zell 1980, Ballschmiter et al. 1989, Ahlborg et al 1992). Summen av disse er presentert som sum PCB-7 (eller sum seven dutch PCB). I tillegg er CB105, CB156 og CB209 (= dekalorbifenyl) kvantifisert. Summen av disse oppgis som PCB-10 eller sum-PCB. Normalt utgjør

Tabell 1. Bakgrunnsdata for sedimentprøvene fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden 1994 (stasjon S1 – S12) og 1997 (S13 – S18, M1 – M3, uthevet skrift). BT: bioturbert.

Prøve-kode	Lokalitet	Sed-nivå	Vann-dyp	GPS Pos. N	GPS Pos Ø	Sedimentbeskrivelse
S1	Syd for utslipp Enga renseanl.	0-2 cm	56	59°04.96	10°14.78	Kjerner 55-61 cm. Topp 1 cm med fecalier og slangestjerner. BT til 20 cm, bløt brunlig, over grå fastere siltig leire. Grå marin leire fra 45 cm.
S2	Tranga, øst for Thorøya	0-2 cm	35	59°06.14	10°14.05	Kjerner 43-53 cm. Topp 2 cm med fecalier, mørk oliven over mørk grå bløt siltig leire til 15 cm. Fastere siltig grønn/gråsort til 30 cm, noe lysere nedenfor.
S3	Hystadstranda – Vera	0-2cm	28 m	59°06.33	10°13.95	Kjerner 26-37 cm. Topp 2 cm med fecalier, BT til 10 cm, mørk oliven skallgrus over grå siltig leire til 25 cm, lysere og fastere siltig nedenfor.
S4	Området Pronova-Jotun	0-2 cm	26 m	59°06.49	10°13.76	Kjerner 10-35 cm. Topp 2 cm med fecalier og polychaeter, BT til 20 cm, noe mørk oliven grus over gråsort sandig, fastere sandig leire nedenfor.
S5	Kamfjordkilen	0-2 cm	5 m	59°07.58	10°14.26	Kjerner 36-40 cm. Topp 2 cm bløt sort skallgrus, over gråsort bløt leire, fastere siltig leire med flis og H <sub>2</sub> S
S6	Sentralt i havna, syd for fergekai	0-2 cm	8 m	59°07.46	10°13.83	Kjerner 20-30 cm. Sandig leire lys grå fast homogen helt ned, kullbiter, erosjonspåvirket.
S7	Ved slipp, Framnes Mek.	0-2 cm	12 m	59°06.85	10°13.85	Kjerner 19-30 cm. Topp 2 cm med polychaeter, BT til 5 cm, mørk oliven skallgrus over gråsort bløt leire til 10 cm, fastere grå leire fra 20 cm, H <sub>2</sub> S, petrokaks og kull.
S8	Framnes, utenfor og SV for tørrdøkk	0-2 cm	16 m	59°07.13	10°13.80	Kjerner 29-38 cm. Topp 2 cm bløt oliven over bløt sort leire til 23 cm, derfra grå, fastere leire med sand, svak H <sub>2</sub> S.
S9	Ranvik ved tankanlegg	0-2 cm	22 m	59°06.76	10°13.72	Kjerner 14-37 cm. Topp 3 cm med fecalier, BT til 5 cm, bløt grågrønn over grå siltig leire til 28 cm, derfra grå sandig leire. Grus/flint i bunnen.
S10	Ytre fjord syd for Asnes	0-2 cm	53 m	59°05.36	10°14.56	Kjerner 41-51 cm. Topp 2 cm med fecalier, polychaeter og slangestjerner, BT til 15 cm, bløt brunlig over grå siltig leire, fastere til 45 cm, derfra grå marin leire ned. H <sub>2</sub> S i bunnen.
S11	Dumpefelt ytre fjord	0-2 cm	70 m	59°04.39	10°14.95	Kjerner 53-64 cm. Topp 2 cm oliven med grå grov til 5 cm, BT til 15 cm, derfra grå til 45 cm, lys til 55 cm, grå fast ned. Dumpemateriale på 5-10 og 15-20 cm.
S12	Ref.stasjon ytre fjord	0-2 cm	85 m	59°04.06	10°14.95	Kjerner 61-63 cm. Topp 2 cm med grågrønt slam, BT til 25 cm, derfra vekslende grå/mørk grå siltig leire nedover. Fastere mot bunnen.
<b>S13</b>	Rett øst for fergekai	0-2 cm	3 m	59°07.56	10°13.68	Kjerner 34-41 cm, 0.2-1 cm oliven topp med skallfragm., brungrå leire videre ned, BT til 4 cm, ikke H <sub>2</sub> S
<b>S14</b>	Havneområdet SV, utenfor Stub	0-2 cm	5 m	59°07.36	10°13.54	Kjerner 44-47 cm, 1 cm gråbrun overflate, gråt nedenfor, blåleire på 27 cm, BT til 3 cm, delvis H <sub>2</sub> S i overflata
<b>S15</b>	Huvik, rett nord for tankanlegg	0-2 cm	5 m	59°07.45	10°14.00	Kjerner 34-48 cm, 1 cm løst lysegrå overflate, mørk gråt silt/leire nedenfor, BT til 5-6 cm, skall og fiber på ca 6 cm, svak H <sub>2</sub> S på 2-4 cm.
<b>S16</b>	Framnes, dyppenre i sørenden av kaiene	0-30 cm	19 m	59°06.97	10°13.68	Kjerner 38-40 cm, 6 cm oliven topp, gråsort silt/leire med litt sand nedenfor, BT til 10 cm, noe H <sub>2</sub> S under 4 cm.
<b>S17</b>	Lofterød, SV for Berganbukta	0-2 cm	7 m	59°05.51	10°13.69	Kjerner 30-43 cm, 0.5 cm oliven overflate, svart silt/leire til 20 cm, grå leire under, BT til 3-4 cm, svak H <sub>2</sub> S
<b>S18</b>	Vannøyfloa	0-2 cm	6 m	59°04.84	10°13.58	Kjerner 42-43 cm, 1 cm løs oliven topp med bladrester, gråsort leire til 27-30 cm, jevnt grå under, BT til ca 5 cm, svak/tydelig H <sub>2</sub> S

Forts.

Tabell 1 forts

Prøve-kode	Lokalitet	Sed-nivå	Vann-dyp	GPS Pos. N	GPS Pos Ø	Sedimentbeskrivelse
<b>M1</b>	Kastet, 25 m fra steinfylling	0–30 cm	0.5 m	59°07.48	10°16.10	Kjerner 30-35 cm, silt/leire med skallfragmarker og sand, ingen klare soner, løst topplag, grått til ca 10 cm, oliven nedenfor, BT til ca 2 cm, svak H <sub>2</sub> S til 10 cm, sterkere under. Noe fiber i litt nede
<b>M2</b>	Dypområde SØ for Gokstadholmen	0–2 cm	6 m	59°06.91	10°16.49	Kjerner 40-53 cm, 0.5-4 cm løs overflate, deretter grå silt/leire til 10-20 cm og gråoliven nedenfor, tydelig H <sub>2</sub> S, utydelig BT.
<b>M3</b>	Dypområde rett V for Storholmen	0–2 cm	19 m	59°06.42	10°16.22	Kjerner 48-49 cm, 4 cm løst oliven topp med skallfragmarker, gråoliven lenger ned, BT til ca 7 cm, ikke H <sub>2</sub> S

PCB-7 omkring 40-60 % av de kommersielle PCB-blandingene som observeres i miljøet (De Voogt og Brinkman 1989). Dette forhold er også observert i norske resipienter (cf Skei og Klungsøyr 1990 og Bjerknes et al. 1992). Martinsen et al. (1991) foreslår å definere total-PCB som 1.5 x PCB-7, mens Berge (1991) foreslår faktoren 2.4 for organisk materiale. Omforent faktor for sedimenter finnes ikke. Ved forrige sedimentundersøkelse i Sandefjordsfjorden ble det valgt å definere total-PCB som 2 x PCB-7 (Konieczny og Juliussen 1994), og for sammenlikningens skyld er den samme faktor benyttet i denne rapporten.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner er også analysert i alle prøvene. Frysetørket materiale tilsettes deutererte PAH som indre standarder og Soxhlet-ekstraheres med diklormetan. Råekstraktet renses med gelpermeasjonskromatografi (GPC) og ved eleuering fra silikagelkolonne før analyse. Gasskromatograf med tilkoblet masseselektiv detektor (MSD) benyttes ved PAH-analysen. Identifisering skjer ut fra retensjonstider og signifikante ioner (SIM). Kvantifisering blir utført ved hjelp av de indre standardene. Analysene omfatter i alt 23 aromatiske hydrokarboner fra og med 2 ringer og oppover, dvs at naftalener og andre disykliske/heterosykliske forbindelser er inkludert (Vedlegg 2). Betegnelsen total PAH omfatter alle analyserte komponenter, som er de samme som ved forrige sedimentundersøkelse. Begrepet "potensielt kreftfremkallende PAH" eller KPAH omfatter 7 komponenter (se Vedlegg 2). Av disse tillegges benzo(a)pyren ofte størst betydning ved vurdering av tilstand og forurensningsgrad i miljøet.

Dioksiner (polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner, PCDF/PCDD) er analysert i en prøve, overflatesedimentet på stasjon S16. Analysen er gjort etter akkreditert metode ved NILU (NILU-O-1, cf. Vedlegg 3). Resultatene her er oppgitt både som konsentrasjon og i form av toksistetsekvivalenter etter nordisk og internasjonal modell (Vedlegg 3).

Av tungmetaller er kvikksølv (Hg) analysert i alle prøver. I tillegg er nikkel (Ni) analysert i overflatesedimentene på alle stasjonene, og kadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), total krom (Cr) og sink (Zn) i dypprofilen på stasjon S16.

Kvikksølv er analysert ved kalddamp atomabsorpsjon. Evt organisk bundet kvikksølv oksyderes til toverdige ionisk kvikksølv. Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved bruk av helium som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på en gullfelle og blir senere frigjort ved elektrotermisk oppvarming og drevet gjennom en kvartskuvette for kvantifisering ved atomabsorpsjon.

Øvrige metaller er analysert ved atomabsorpsjon/grafittovn etter flussyre-oppslutning. En passende mengde frysetørret, homogenisert prøve veies inn i teflonbombe og tilsettes kongevann og flussyre.

Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn. Etter avkjøling overføres innholdet til en målekolbe tilsatt borsyre, fortynnes med avionisert vann og rystes til borsyren er oppløst. 20-50 µl av den klare væskefasen overføres til et grafitrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodøs lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.

Organisk bundet tinn (mono-, di- og tri-butyltinn, mono-, di- og tri-fenyltinn) er analysert i overflatesedimentene på de 4 stasjonene i havneområdet (S13 – S16). Analysen er gjort etter metodikk beskrevet av Følsvik (1997). 1-2 g av prøvene oppsluttes med en løsning av tetraetylammoniumhydroksid i metanol. Før derivatisering med natriumtetraetylborat justeres prøvenes pH. De derivatiserte forbindelsene ekstraheres med n-heksan og prøvene oppkonsentreres ved inndamping med nitrogen før analyse. Eventuell opprensing av prøvene utføres v.h.a. gel-permeasjons kromatografi (HPLC-GPC). De tinnorganiske forbindelsene identifiseres og kvantifiseres med en HP 5921A atomemisjonsdetektor koblet til en HP 5890 gasskromatograf. Injeksjonene utføres med en HP 7673 automatinjektor på en 30 m HP-5 kolonne (5% phenyl methyl siloxane). De ulike organotinn-forbindelsene identifiseres ved analyse av rene standarder mens en intern standard benyttes i den kvantitative analysen.

Følgende hjelpeparametre er også analysert på samtlige prøver: totalinnhold av tørrstoff (tørking og gravimetri), nitrogen, og organisk karbon (katalytisk forbrenning i CHN-analysator), samt % finfraksjon sediment (våtsikting av sediment på 63 µm sikt med etterfølgende gravimetrisk bestemmelse av de to fraksjonene).

Bortsett fra en modifikasjon av metoden for analyse av organisk bundet tinn (se kap 3.3.3.), er analysemetodene de samme som ble brukt ved undersøkelsen i 1994 (Koniczny og Juliussen 1994).

Tabell 2 Analyseprogram for sedimentprøver 1997. Tabellverdiene angir antallet analyser pr stasjon. Hjelpeparametre omfatter totalt tørrstoffinnhold, total nitrogen, totalt organisk karbon, og kornfordeling.

Prøve- kode	Sjikt (cm)	Klor- organiske	PAH	PCDF/ DD	DDT	Hg	Ni	Cd, Pb, Cu, Cr, Zn	Metall- organiske	Hjelpe- param
S13	0-2, 1 pr	1	1		1	1	1		1	1
S14	0-2, 1 pr	1	1		1	1	1		1	1
S15	0-2, 1 pr	1	1		1	1	1		1	1
S16	0-2, 1 pr	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	2-30, 10 pr	10	10		10	10		10		10
S17	0-2, 1 pr		1		1	1	1			1
S18	0-2, 1 pr	1	1		1	1	1			1
M1	0-2, 1 pr	1	1		1	1	1			1
	2-10, 4 pr.	4	4		4	4				4
M2	0-2, 1 pr	1	1		1	1	1			1
M3	0-2, 1 pr	1	1		1	1	1			1

Figur 1. Kart over Sandefjordsfjorden og Mefjorden med sedimentstasjoner 1994 og 1997.



Figur 2. Indre Sandefjordsfjord. Dybdekart med posisjoner for sedimentstasjonene 1994 og 1997.

### 2.3 Bakgrunnsnivå og tilstandsklassifisering

SFTs miljøkvalitetskriterier for miljøgifter i marine sedimenter er nylig revidert (Molvær et al., 1997). Tabell 3 angir grenseverdiene for angivelse av tilstandsklasser. Normalt kan man også regne øvre grense for klasse I (ubetydelig – lite forurenset) som grense for høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder.

Tabell 3. Klassifisering av tilstand ut fra innhold av aktuelle miljøgifter i sedimenter. Verdiene er gitt på tørrvektbasis (modifisert fra Molvær et al., 1997).

Parameter	I Ubetydelig – lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Bly (mg/kg)	< 30	30-120	120-600	600-1500	> 1500
Kadmium (mg/kg)	< 0.25	0.25-1	1-5	5-10	> 10
Kobber (mg/kg)	< 35	35-150	150-700	700-1500	> 1500
Krom (mg/kg)	< 70	70-300	300-1500	1500-5000	> 5000
Kvikksølv (mg/kg)	< 0.15	0.15-0.6	0.6-3	3-5	> 5
Nikkel (mg/kg)	< 30	30-130	130-600	600-1500	> 1500
Sink (mg/kg)	< 150	150-700	700-3000	3000-10000	> 10000
TBT (µg/kg)	< 1	1-5	5-20	20-100	> 100
SumPAH (µg/kg)	< 300	300-2000	2000-6000	6000-20000	> 20000
B(a)P (µg/kg)	< 10	10-50	50-200	200-500	> 500
HCB (µg/kg)	< 0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	> 50
SumPCB-7 (µg/kg) 1)	< 5	5-25	25-100	100-300	> 300
TE <sub>PCDF/D</sub> (µg/kg)	< 0.01	0.01-0.03	0.03-0.10	0.10-0.5	> 0.5
Sum DDT (µg/kg)	< 0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	> 50

1) Klassegrensene må multipliseres med 2 for sammenlikning med total-PCB (= 2 x PCB7)

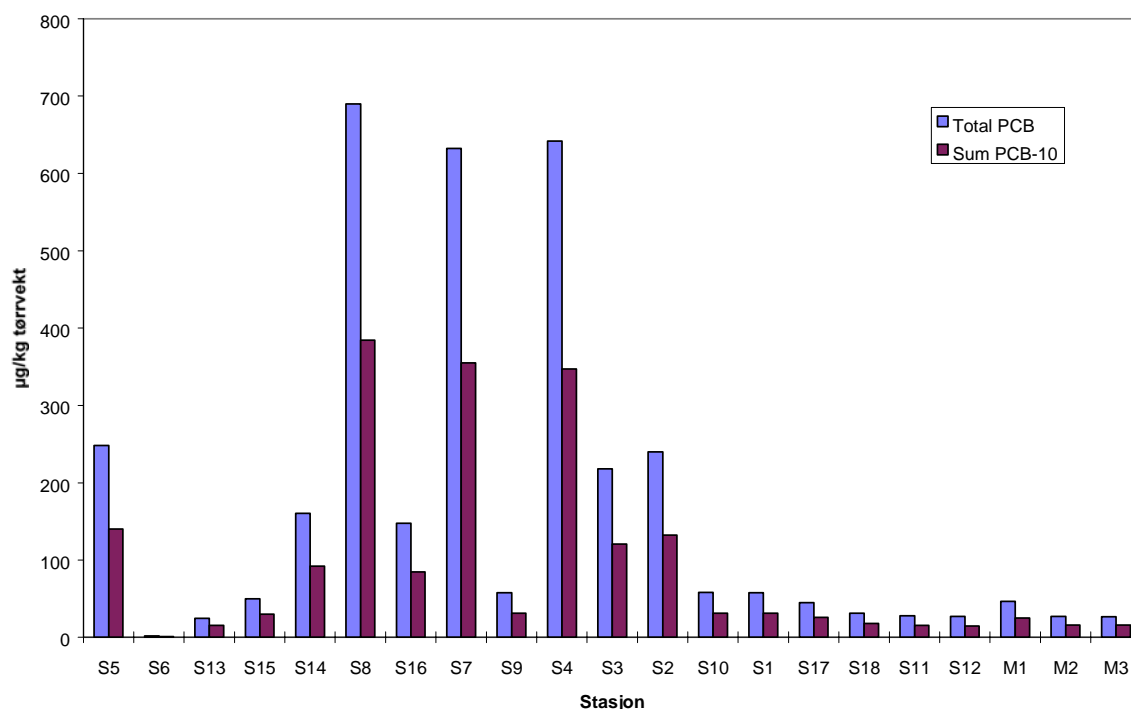
### 3. RESULTATER OG DISKUSJON

#### 3.1 Klororganiske miljøgifter

##### 3.1.1 PCB

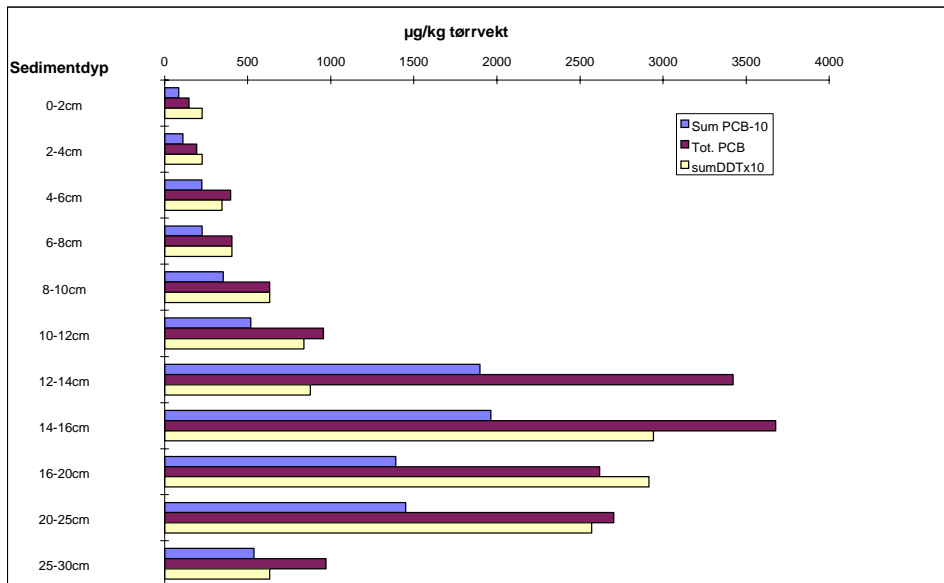
Figur 3 viser forekomst av sum-PCB<sub>10</sub> og total-PCB (cf begrepsforklaring kap 2.4) i sedimentoverflaten (0-2 cm sjikt) på alle stasjoner fra 1994 og 1997. Stasjonene er forsøkt satt i geografisk rekkefølge fra innerst i Kamfjordkilen og utover (se kart Figur 1). Undersøkelsen i 1994 viste at alle stasjonene fra Thorøya og innover unntatt to (stasjon 6 og 9) hadde overflatekonsentrasjoner av total-PCB i tilstandsklasse IV og V (over 200 µg/kg). Prøvene tatt i 1997 fra samme området (stasjon 13-16) hadde klart lavere overflatekonsentrasjoner (klasse III), men om dette skyldes flekkvis fordeling av PCB eller en bedring i forholdene siden 1994 er usikkert. De relativt lave PCB-nivåene på stasjon 6 (erosjonspåvirket) og spesielt stasjon 9 (beliggende i dyprenna) i 1994 tyder på at PCB-fordelingen er flekkvis.

Områdene sør for Thorøya var generelt lavt belastet med PCB (klasse I – II).



Figur 3. Konsentrasjon (µg/kg tv) av PCB i sedimentoverflaten 1994 (stasjon S1-S12) og 1997 (stasjon S13-S18 og M1-M3).

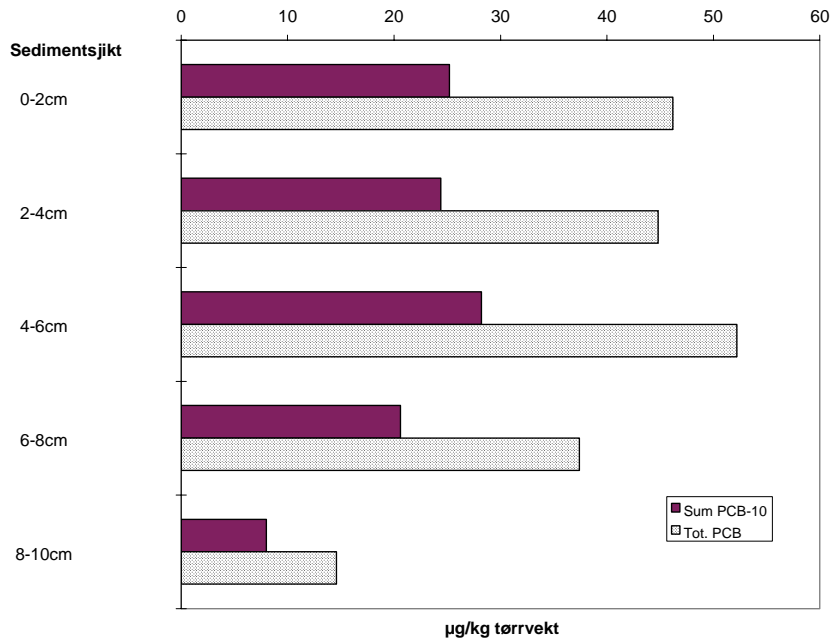
Sedimentprofilen på Stasjon S16 viste gradvis økning av PCB-innholdet med dyp, og i tilstandsklasse V fra 8 cm og nedover (Figur 4). Fra 12 til 25 cm fantes et sjikt med meget høye konsentrasjoner, derunder en svak avtagende forekomst ned til 30 cm. Maksimalkonsentrasjonene i 12-16 cm sjiktene er de høyeste som noen gang er registrert i fjordområdet. De er høyere enn det som ble målt havnebassenget på 70-tallet (Skagestad 1975), ca 5 ganger høyere enn maksimalkonsentrasjonene funnet ved sedimentoverflaten, og ca 380 ganger over høyt bakgrunnsnivå.



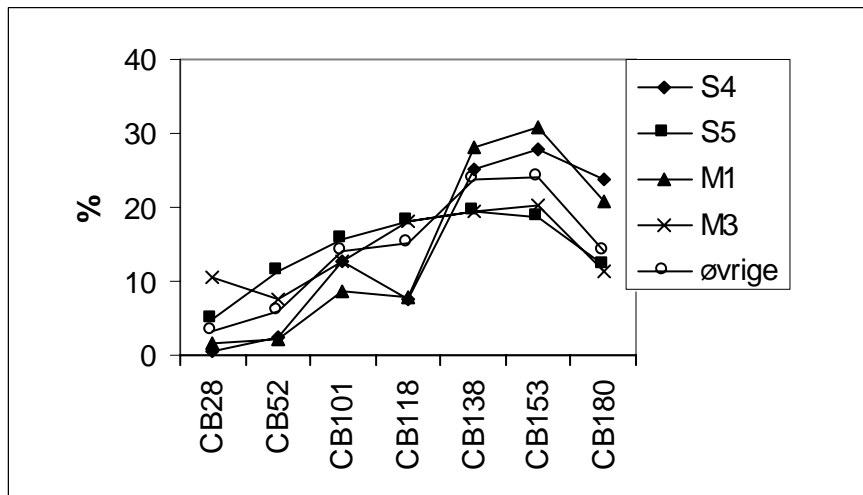
Figur 4. Konsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  tv) av PCB og DDT med sedimentdyp på stasjon S16 1997.

De tre lokalitetene i Mefjorden hadde moderat innhold av PCB i overflatesedimentene (tilstandsklasse II) og en svak antydning til fallende gradient fra Kastet og utover (Figur 3). Innerste stasjon hadde stabil konsentrasjon ned til 6 cm dyp derunder avtagende innhold (Figur 5).

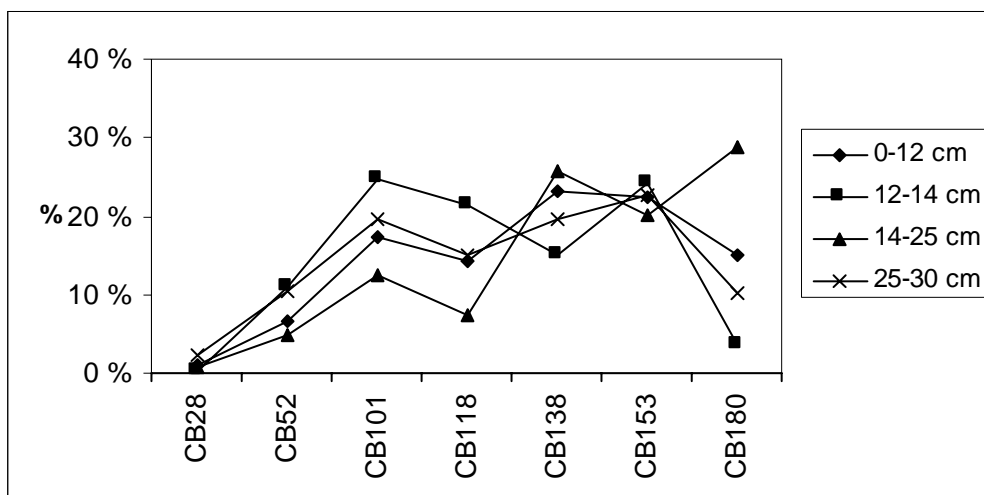
Relativ mengdefordeling av de ulike PCB-kongenerer er vist i Figur 6-8. I overflateprøvene skilte stasjon M1 og S4 seg ut fra de øvrige med større overvekt av de tynge kongenerene CB138, CB153, og CB180 (Figur 6). Figur 8 viser at denne profilen var lik nedover i sedimentene på M1. Et markert trekk ved profilen fra S4 er klart lavere konsentrasjon av CB118 enn av CB101. En sammenlikning med kongenersammensetningen i tekniske PCB-blandinger (Semb og Brevik, in press) viser at disse profilene er karakteristiske for Aroclor 1260, til dels også Aroclor 1262. Motsatt skiller S5 seg ut fra de øvrige med klar overvekt av de lettere CB28 og CB52, og lite av CB138 og CB180. Profilen indikerer tilførsel av mer lavklorerte PCB-blandinger opp til Aroclor 1254. Ytterste stasjon i Mefjorden, M3, hadde visse likhetstrekk i profil med S5, men med betydelig lavere totalkonsentrasjoner. Prinsipalkomponent-analysen viser samme bilde (Figur 9). Stasjonene M1 og S4 skiller seg ut assosiert med de tynge kongenerene, og S5, S6 og M3 skiller seg ut assosiert med de lette kongenerene.



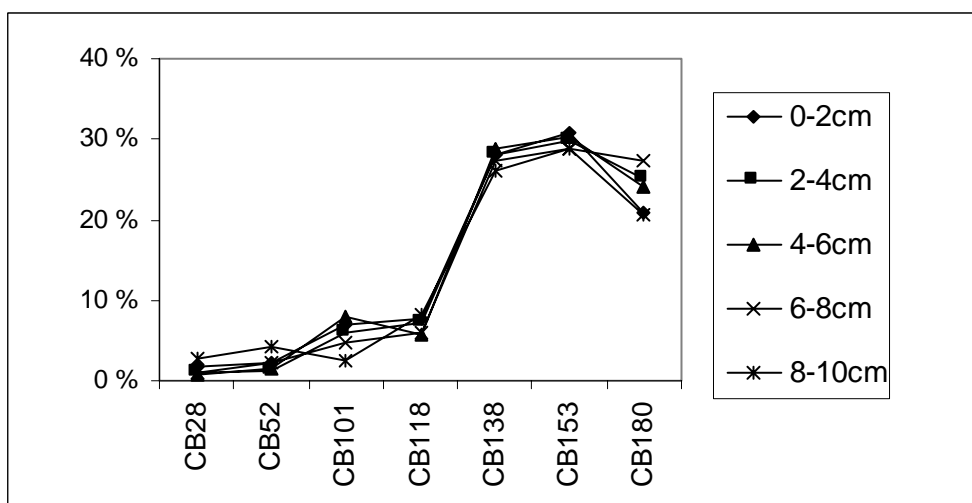
Figur 5. Konsentrasjon ( $\mu\text{g/kg tv}$ ) av PCB med sedimentdyp på stasjon M1 i 1997.



Figur 6. PCB-profiler for enkeltkongenerer som prosent av sum PCB-7 i overflatesedimentene (0-2 cm) på alle stasjonene 1994 og 1997. Stasjoner med klart avvikende profil er presentert enkeltvis.



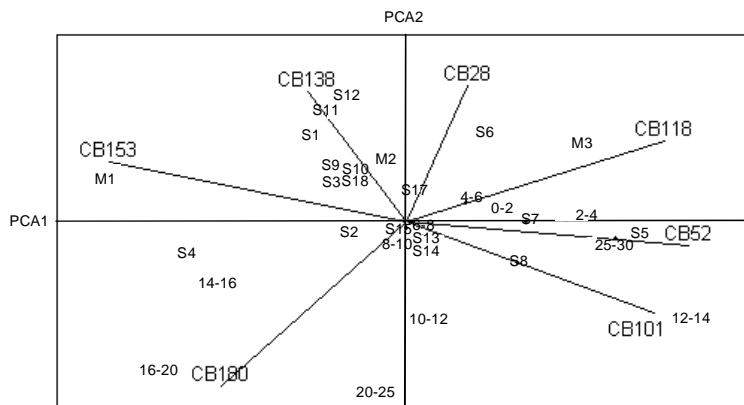
Figur 7. PCB-profiler for enkeltkongenerer som prosent av sum PCB-7 for ulike sjikt fra 0 til 30 cm sedimentdyp på stasjon S16, 1997.



Figur 8. PCB-profiler for enkeltkongenerer som prosent av sum PCB-7 for ulike sjikt fra 0 til 10 cm sedimentdyp på stasjon M1, 1997.

PCB-profil med sedimentdyp på stasjon S16 er vist i Figur 7. Sedimentsjiktene fra 14 til 25 cm, som hadde svært høye konsentrasjoner av PCB, skiller seg ut fra sjiktene ovenfor og nedenfor med overvekt av den tyngste kongeneren CB180, lavt innhold av CB138 og lavt innhold av de lettere CB52, CB101 og CB118. Karakteristisk er også en klart lavere konsentrasjon av CB118 enn av CB101 tilsvarende det som ble funnet på stasjon S4. Profilene indikerer tilstedeværelse av Aroclor 1260, kanskje også 1262. Sjiktet fra 8 til 12 cm dyp på stasjon S16 hadde også et mønster ganske likt dette, mens sjiktet fra 12 til 14 cm har en helt annen profil med overvekt på CB101 og CB118 og lavt innhold av CB180. Dette er typisk for Aroclor 1254. Vi har ingen forklaring på hvorfor dette 2 cm sjiktet har annen PCB-sammensetning enn sjiktene over og under.

PCA-resultatene (Figur 9) viser også klart at stasjon S4 grupperer seg sammen med sjiktene fra 14 til 25 cm på stasjon S16 og til dels med M1. Dette indikerer en kildelighet for PCB i disse prøvene, og med en sannsynlig tilførsel av Aroclor 1260/1262.



Figur 9. Prinsipalkomponentanalyse av likhet i PCB-sammensetning i overflatesedimenter (0-2 cm) på alle stasjoner 1994 og 1997 samt i ulike sedimentsjikt fra 0 til 30 cm på stasjon S16.<sup>1</sup>

### 3.1.2 Øvrige klororganiske forbindelser

Konsentrasjoner av øvrige klororganiske forbindelser i sedimentprøvene fra 1997 er vist i tabell 4. Konsentrasjonene av 5CB, HCB, OCS og  $\alpha$ - og  $\gamma$ -HCH (lindan) var med få unntak lave, til dels under deteksjonsgrensen. Det samme var tilfellet i 1994 (Koniczny og Juliussen 1994). Disse komponentene viste heller ingen endring med dyp på stasjonene S16 og M1.

DDT-analysene fra 1997 viste verdier av sum DDT i overflatesedimentene fra 4.9 til 30  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Tabell 4). Dette er samme konsentrasjonsnivå som i 1994. Høyeste overflatekonsentrasjon ble funnet på stasjon S14, og tilsvarer tilstandsklasse IV (sterkt forurenset). Stasjon S16 og M1 hadde også nivå i klasse IV, mens alle de øvrige lå i klasse III. Stasjonene S17 og S18 innenfor øyene på vestsiden av ytre fjord hadde noe høyere nivå enn stasjonene midtfjords. Resultatene viser at begge fjordsystemene er tydelig belastet med DDT. Nivåene i øvre del av bunnsedimentene i Sandefjordsfjorden har ikke endret seg systematisk siden 1994, og resultatene indikerer at indre Sandefjordsfjorden fortsatt får tilført DDT fra en eller annen kilde.

Sedimentprofilen på stasjon S16 (Figur 4) viser en svak økning i sum DDT fra overflata ned til ca 4-6 cm dyp og deretter en gradvis sterkere økning med dyp til maksimalkonsentrasjoner i sjiktene fra 14 til 20 cm. Konsentrasjonene her var ca 10 ganger høyere enn ved overflata og 580 ganger antatt bakgrunnsnivå. Selv om overflateanalysene som nevnt viser at fjordsystemene fortsatt får tilført DDT viser profilresultatene at tilførselen av DDT til indre Sandefjordsfjord tidligere har vært betydelig større enn i dag. Profilen fra stasjon M1 indikerte ingen økning i DDT-nivå med dyp (Tabell 4).

<sup>1</sup> Figuren viser de enkelte prøvene som punkter (identifisert med stasjonsbetegnelse eller, for S16, med cm dypintervall) der nærhet mellom punktene viser likhet i komponentsammensetning. Hvordan komponentene samvarierer er vist ved vektorer ut fra sentrum av figuren. Komponenter som viser stor samvariasjon stråler ut nær hverandre. Nærhet mellom et punkt og en komponentvektor viser at punktet er karakterisert ved høy konsentrasjon av denne komponenten. Jo lenger ute punktet ligger jo sterkere karakteriserer komponenten denne prøven.

Resultatene fra dioksinanalysen av overflatesedimentet på stasjon S16 er gitt i Vedlegg 3. Sedimentet hadde en konsentrasjon av sum PCDD/F på 945 ng/kg, omregnet til sum toksistetsekvivalenter (TE) 7.34 ng/kg. Dette er under grensen for høyt bakgrunnsnivå (10 ng/kg, Tabell 2). Dioksintilførsel synes derfor ikke å være noe problem i bunnsedimentene i Sandefjordsfjorden.

Tabell 4. Konsentrasjoner ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  tv) av utvalgte klororganiske forbindelser og DDT i bunnsedimentene 1997.

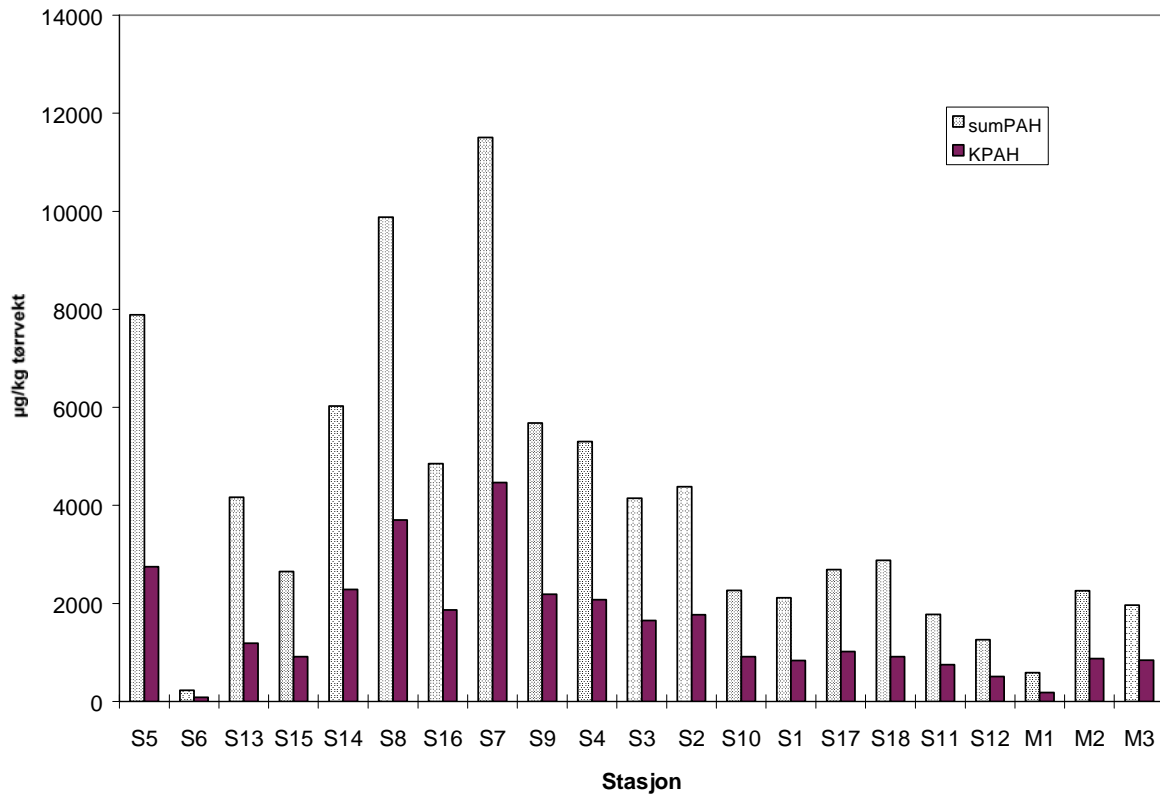
Stasjon	Sjikt (cm)	5CB	HCB	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	OCS	p,pDDE	p,pDDD	p,pDDT	SumDDT
S13	0-2	<0.2	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	1	2.5	3.2	6.7
S14	0-2	<0.2	0.5	<0.2	<0.2	<0.2	3	7	20	30
S15	0-2	<0.2	0.5	<0.2	<0.2	<0.2	1.3	2.5	4.5	8.3
S16	0-2	<0.2	0.4	<0.2	<0.2	<0.2	3	5.5	14	22.5
	2-4	<0.2	0.8	<0.2	<0.2	<0.2	3.1	5.5	14	22.6
	4-6	<0.2	3.4	0.7	1.7	<0.1	4.5	10	20.1	34.6
	6-8	1.2	0.4	0.7	2.7	<0.2	5.1	9.9	25.6	40.6
	8-10	<0.2	0.6	1	1.3	<0.2	6	12.3	45	63.3
	10-12	<0.2	0.5	<0.2	<0.2	<0.2	6.7	10.9	66.2	83.8
	12-14	<0.2	0.4	<0.2	<0.2	<0.2	12	23.2	52.5	87.7
	14-16	0.2	0.5	<0.2	<0.2	<0.2	12	24.2	258	294.2
	16-20	0.5	1	<0.2	<0.2	<0.2	22	44.6	225	291.6
20-25	<0.2	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	20.5	83.6	153	257.1	
25-30	<0.2	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	7.1	15.7	40.4	63.2	
S17	0-2	<0.2	0.5	<0.2	<0.2	<0.2	1.5	1.3	3.2	6
S18	0-2	<0.2	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	1.5	0.9	2.5	4.9
M1	0-2	<0.2	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	2.1	2.7	5.4	10.2
	2-4	<0.2	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	1.4	2.4	6	9.8
	4-6	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	1.1	2.8	6.5	10.4
	6-8	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	1	1.4	4.4	6.8
	8-10	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.5	1.1	1.6	3.2
M2	0-2	<0.2	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	2.1	2.1	1.8	6
M3	0-2	<0.2	1.8	<0.2	<0.2	<0.2	2	1.8	1.9	5.7

### 3.2 PAH

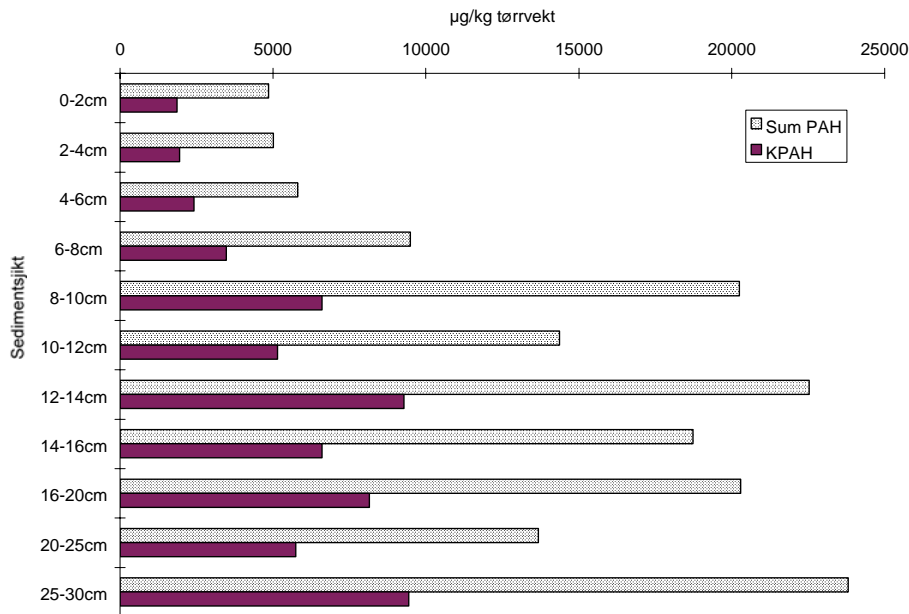
Figur 10 viser konsentrasjon av sum-PAH og KPAH (potensielt kreftfremkallende PAH) i 0-2 cm sedimentdyp på alle stasjonene fra 1994 og 1997. Stasjonene er forsøkt satt i geografisk orden. Mønsteret er relativt likt som for PCB. Sedimentet sentralt i Kamfjordkilen (stasjon S5) hadde høyere nivå (tilstandsklasse IV) enn havneområdet forøvrig (klasse I – III). Området fra Stub (stasjon S14) og utover til og med Thorøya (stasjon S2) hadde jevnt over de høyeste nivåene (klasse III – IV). Stasjon S7 og S8 viste de høyeste overflatekonsentrasjonene totalt for fjordsystemene. Stasjon S16 mellom disse og på litt dypere vann hadde klart lavere nivå. Også i ytre fjord var nivåene høye nok til å falle i klasse III.

Vertikalprofilen på stasjon S16 (Fig. 11) viste gradvis økning i PAH-innhold ned til maksimum på vel 20000 mg/kg på 10 cm dyp (såvidt over i tilstandsklasse V). Dette høye nivået holdt seg med noe variasjon ned til dypeste analyserte sjikt 30 cm. Dette mønsteret var ganske likt det som ble funnet for PCB og til dels DDT på denne stasjonen.





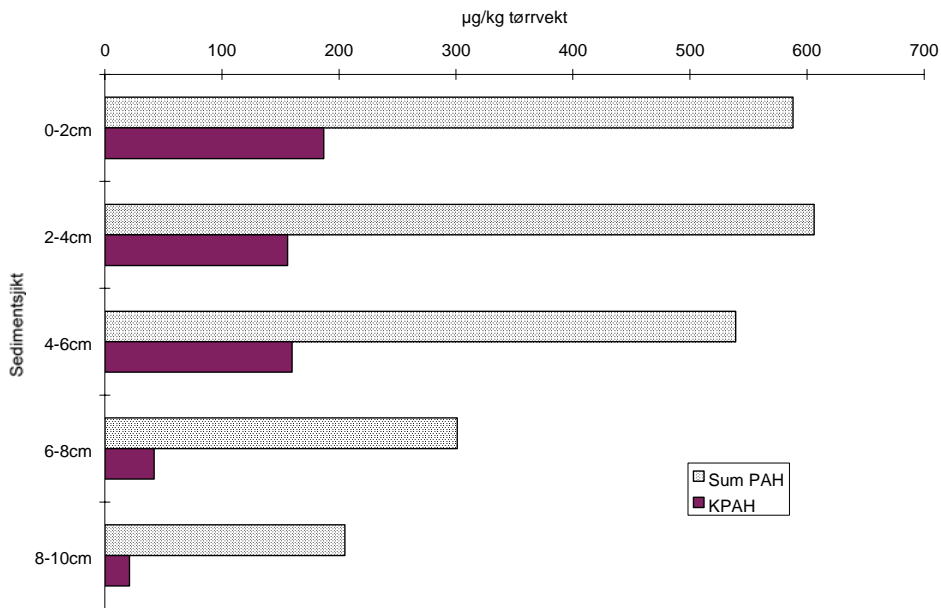
Figur 10. Konsentrasjon (µg/kg tv) av sumPAH og KPAH (kreftfremkallende PAH) i 0-2 cm sedimentdyp på alle stasjonene fra 1994 (stasjon S1-S12) og 1997 (stasjon S13-S18 og M1-M3).



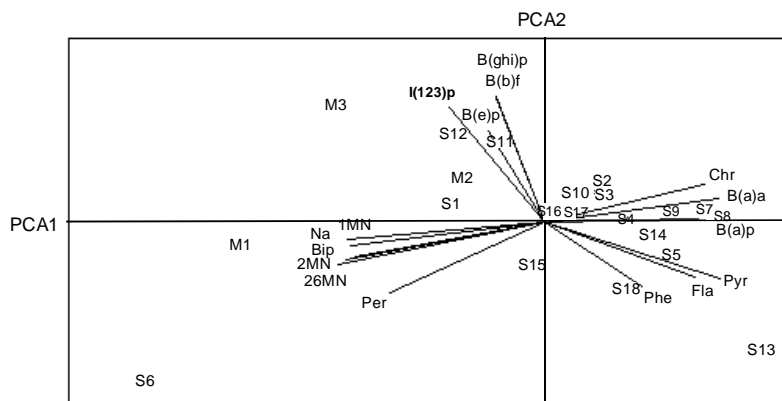
Figur 11. Konsentrasjon (µg/kg tv) av av sumPAH og KPAH med sedimentdyp på stasjon S16 1997.

Stasjon M1 hadde moderat PAH-innhold i overflatesjiktet (klasse II), og en reduksjon med sedimentdypet ned til 10 cm dyp (Fig 12). Stasjonene litt lenger ute i Mefjorden hadde faktisk høyere PAH-innhold enn den innerste (såvidt inn i klasse III, figur 10). Dette indikerer at utlekking av PAH fra Kastet fyllplass er av moderat betydning for sedimentene.

Likhet mellom stasjonene m.h.t. PAH-profil i øvre 0-2 cm sjikt, er analysert ved PCA (Fig 13). Analysen separerer ut stasjonene M1 og S6 karakterisert ved relativ dominans av lettere komponenter som naftalen, substituerte naftalener og bifenyl, samt perylen. Naftalenene indikerer petroleumsavledet PAH. For stasjon M1 kan dette ha sin årsak i deponering av oljeholdig avfall, for stasjon S6 den hyppige båttrafikken i havneområdet. Stasjon S13, tatt i 1997 i nærheten av stasjon S6, hadde imidlertid et helt annet mønster av PAH, med dominans av andre lavmolekylære PAH som fenantren, fluoranten og pyren. Såvidt stor forskjell mellom to nærliggende stasjoner tyder



Figur 12. Konsentrasjon (µg/kg tv) av av sumPAH og KPAH med sedimentdyp på stasjon M1, 1997.



Figur 13. Prinsipalkomponentanalyse av likhet i PAH-sammensetning i overflatesedimenter (0-2 cm) på alle stasjoner 1994 og 1997. For figurforklaring se fotnote til Figur 9.

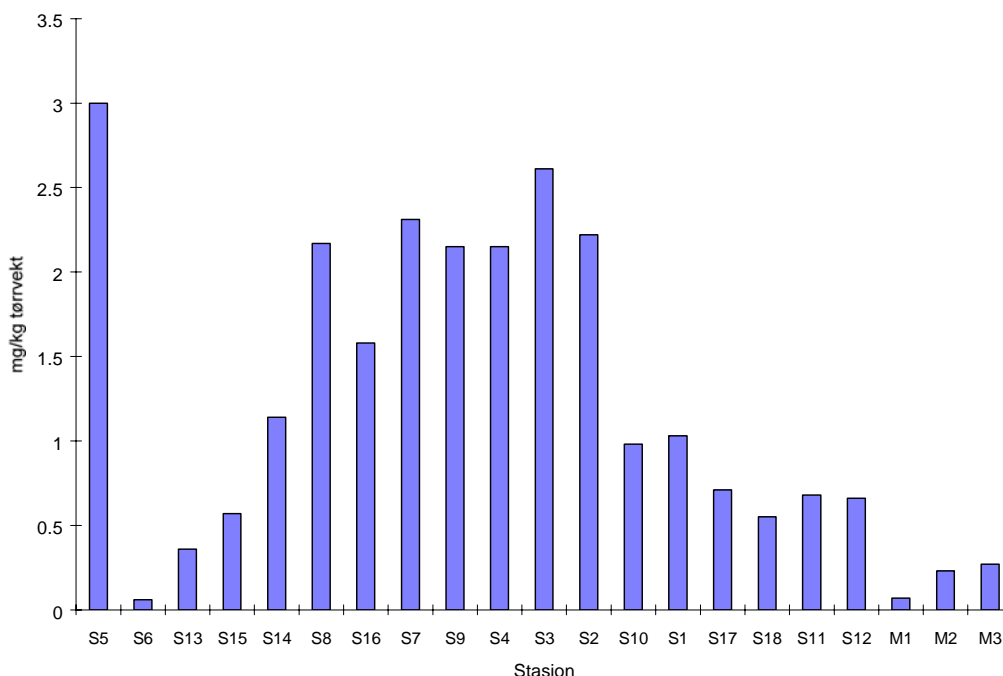
på at PAH er flekkvis og usystematisk fordelt i sedimentene i havneområdet. De PAH-rike stasjonene innenfor Tranga (S4, S5, S7, S8, S9, og S14) danner også en gruppe til dels karakterisert av de samme lavmolekylære komponentene, men også med et større innslag av middels store komponenter som chrysen, benzo(a)pyren og benzo(a)antracen. Kamfjordkilen (S5) og stasjonene på vestsiden av ytre fjord 1997 (S17 og S18) falt også i denne gruppa. De moderat forurensede stasjonene sentralt i ytre fjord og litt ute i Mefjorden danner en separat gruppe karakterisert ved overvekt av middels til tyngre PAH-komponenter: indeno(123cd)pyren, benzo(e)pyren, benzo(ghi)perylene og benzo(b)fluoranten.

PAH-profilene synes derfor å separere stasjonene i 3 mer eller mindre veldefinerte grupper. Mye tyder på at PAH sammensetningen i sedimenter fra norske fjorder reflekterer sammensetningen i kilden(e) mer enn komponent-selektiv transport og sedimentering (Naes og Oug 1998). Grupperingen skulle derfor tyde på en kildelighet for havneområdet, indre Sandefjordsfjorden ut til Vera samt vestsiden av ytre fjord, til skille fra sentrale deler av ytre fjord og indre del av Mefjorden. Stasjonen ved Kastet (M1) skiller seg fra Mefjorden forøvrig og synes påvirket av en egen petroleumsrelatert kilde; det samme gjelder S6 sentralt i havneområdet.

### 3.3 Tungmetaller

#### 3.3.1 Kvikksølv

Figur 14 viser forekomst av kvikksølv i øvre 2 cm på alle stasjoner samlet for 1994 og 1997. Stasjonene er forsøkt satt opp i geografisk orden. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i Kamfjordkilen og på strekningen Framnes (stasjon S8) til Thorøya (stasjon S2). Sør for Tranga falt konsentrasjonene noe, men videre utover i fjorden var også nivåene stort sett i SFTs tilstandsklasse III (markert forurensat).



Figur 14. Konsentrasjon av kvikksølv (mg/kg tv) i 0-2 cm sedimentdyp på alle stasjonene fra 1994 (stasjon S1-S12) og 1997 (stasjon S13-S18 og M1-M3).

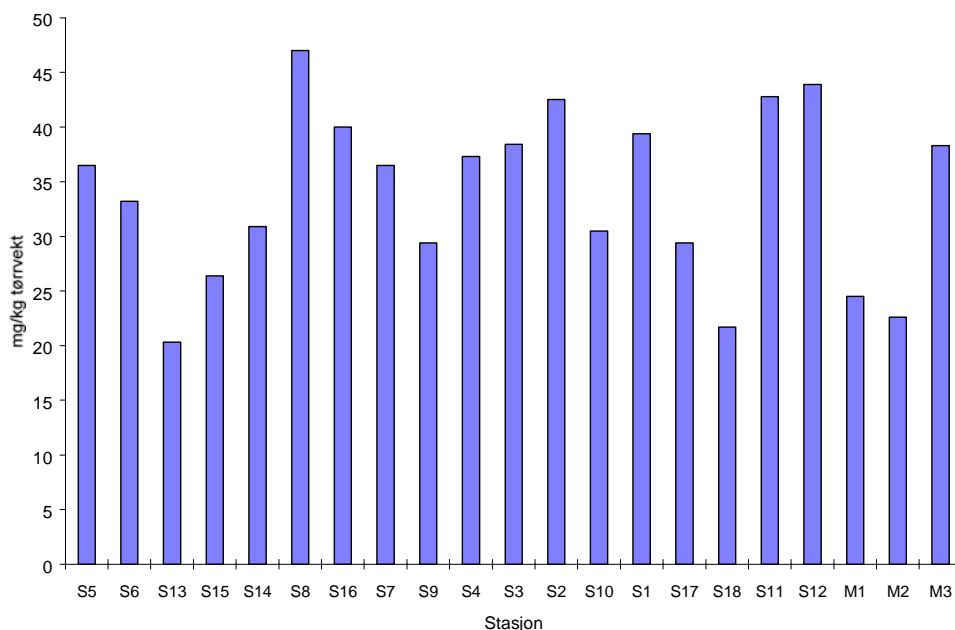
Vertikalfordelingen av kvikksølv på stasjon S16 viste stabil konsentrasjon fra sedimentoverflaten og ned til ca 8 cm dyp, deretter en jevn økning til omtrent en dobling av konsentrasjonen (klasse V) på 30 cm dyp (Figur 16a). Mønsteret er ganske likt det som ble funnet for PCB, DDT og PAH.

Samlet bekrefter resultatene fra 1994 og 1997 at både indre og ytre del av Sandefjordsfjorden er klart belastet med kvikksølv, spesielt i Kamfjordkilen og området Framnes-Thorøya. På samme måte som for PCB og PAH viste vertikalprofilen på stasjon S16 at kvikksølvtilførselen har sunket betydelig siden sedimentet som nå finnes dypere enn ca 10 cm ble avsatt.

Sedimentene i Mefjorden hadde klart lavere kvikksølvinnhold enn Sandefjordsfjorden (Figur 14), og i tilstandsklasse I - II. Laveste konsentrasjoner ble funnet på stasjon M1 innerst ved Kastet (klasse I). Analyse av de dypere sjiktene på stasjon M1 viste grovt sett avtagende kvikksølvinnhold med dyp (Vedlegg 2), bortsett fra en ca 25 x høyere konsentrasjon i 6-8 cm enn i sjiktet ovenfor og nedenfor. Dette kan være en svak sekundærforurensing av akkurat denne prøven. Resultatene viser at utlekking av kvikksølv til sjøen fra fyllplassen ikke er noe problem for bunnsedimentene i dag.

### 3.3.2 Øvrige metaller

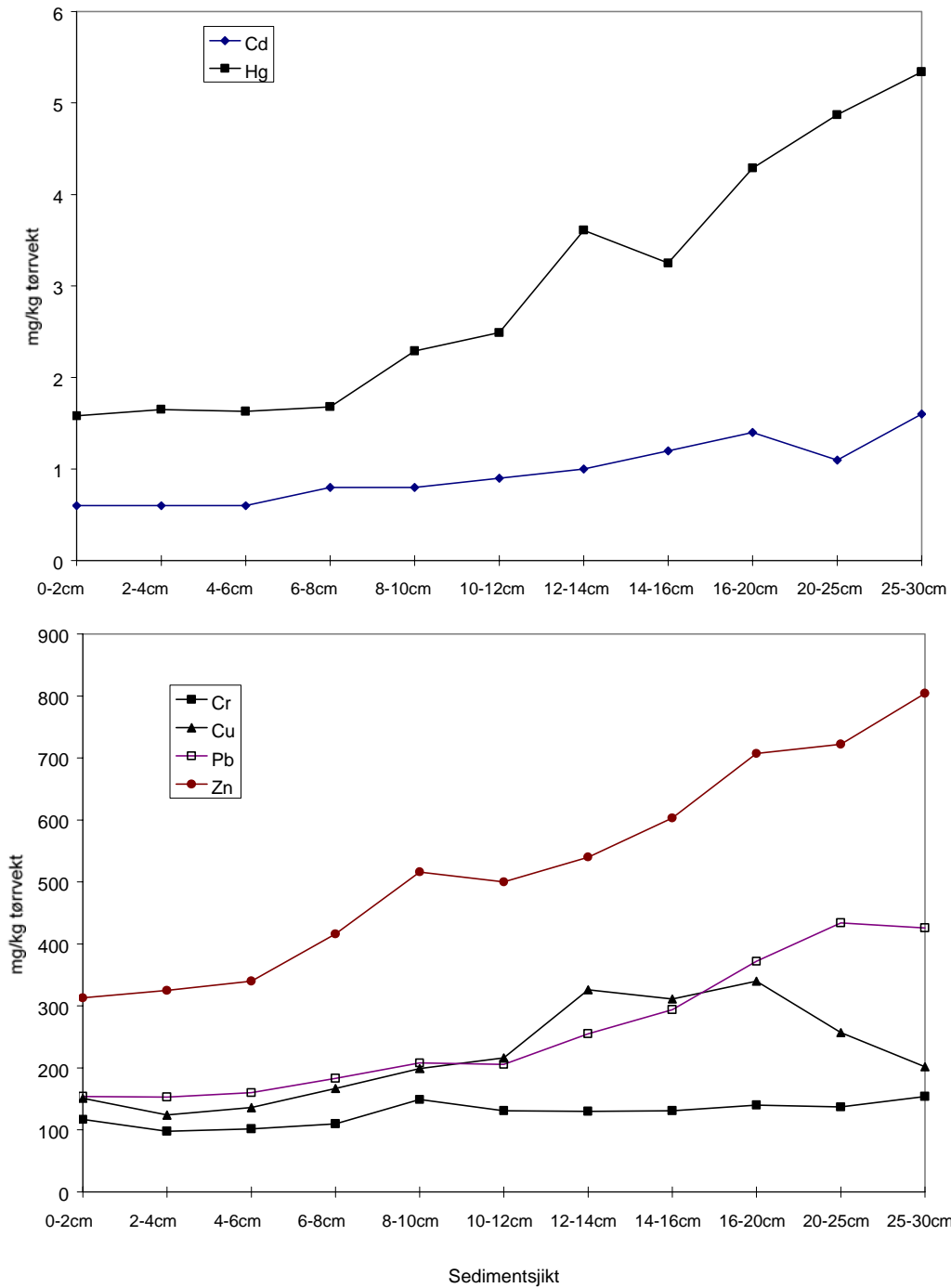
Overflatekonsentrasjonene av nikkel lå mellom 20 og 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  på alle stasjonene (tilstandsklasse I – II), med svakt forhøyede nivåer fra Framnes og utover (Figur 15). De to innerste stasjonene i Mefjorden var blant de laveste av alle undersøkte stasjoner, mens den ytterste Mefjordstasjonen var på nivå med midtre og ytre Sandfjordsfjorden. Dette bekrefter at nikkel ikke representerer noe forurensningsproblem for sedimentene i fjordsystemene.



Figur 15. Konsentrasjon av nikkel (mg/kg tv) i 0-2 cm sedimentdyp på alle stasjonene fra 1994 (stasjon S1-S12) og 1997 (stasjon S13-S18 og M1-M3).

På Stasjon S16 ble dypfordelingen av en rekke andre metaller enn kvikksølv også undersøkt (Figur 16). Alle metallene unntatt krom viste omtrent samme tendens som kvikksølv, PCB, DDT og PAH: relativt konstant eller svak økning i konsentrasjon i de øvre 6-10 cm, derunder en sterkere økning i konsentrasjon. Kadmium steg jevnt med dyp fra 0.6 til 1.6 mg/kg (tilstandsklasse II til III). Sink steg også gradvis med dyp og med overgang fra klasse II til klasse III på 16 cm dyp. Blyverdiene lå alle

klasse III, også her med en svak økning med dyp, spesielt fra 12 cm og nedover. Kobber viste grovt sett samme tendens: klasse II ved overflata og klasse III lenger nede, men med et maksimum på 12-20 cm dyp. Krom var jevnt over i klasse II og viste liten variasjon med dyp.



Figur 16. Vertikalfordeling (mg/kg tv) av utvalgte tungmetaller i 0-30 cm sedimentdyp på stasjon S16 1997. a: kvikksølv og kadmium, b: krom, kobber, bly og sink.

### 3.3.3 Tinnorganiske forbindelser

Tabell 5 viser konsentrasjon av ulike tinnorganiske forbindelser i overflatesedimentene på 4 stasjoner i indre havn. Nedbrytningsproduktene av TPhT (trifenyltinn) var under deteksjonsgrensen (1 µg/kg) i alle prøvene. Den dominerende forbindelsen TBT (tributyltinn) viste svært høye verdier på alle stasjonene. Sammenlikning med tidligere data fra norske fjordlokalteter (Berge et al. 1997) er noe usikker siden analysemetoden er blitt modifisert, men en analyse av sertifisert referansemateriale for TBT i sediment med gammel og ny metode indikerer at nivåene ikke avviker vesentlig, og direkte sammenlikning derfor bør være gyldig (Følsvik pers. medd.). Ut fra dette er nivåene på 3 av de 4 undersøkte stasjonene (stasjon S14, S15 og S16) klart de høyeste som noen gang er registrert i fjorden. Høyeste nivå i Sandefjordsfjorden i 1994 var 1374 µg/kg på S7 utenfor Framnes (Konieczny og Juliussen 1994). De høyeste registreringene representerer en overkonsentrasjon på nesten 5000 ganger antatt bakgrunn, og er like under de høyeste sedimentkonsentrasjonene som er målt i norske havneområder. I en oversikt over TBT-innhold i overflatesedimenter fra ca 100 stasjoner i norske fjordlokalteter, vesentlig havneområder, viste Berge et al. (1997) at de langt fleste lå i området < 100 µg/kg. 16 stasjoner hadde konsentrasjoner over 1000 µg/kg. Kun 3 tidligere funn, hvorav to fra skipsverft, lå høyere enn det som ble målt på stasjon S14. Dette viser at tinnorganiske forbindelser er et vedvarende og muligens økende forurensningsproblem i indre fjord. Det er nærliggende å koble dette til trafikken med større båter i havneområdet.

Tabell 5. Konsentrasjon (µg/kg tv) av ulike tinnorganiske forbindelser i overflatesedimenter (0-2 cm) i havneområdet i Sandefjord 1997. Hovedforbindelsen tributyltinn er uthevet.

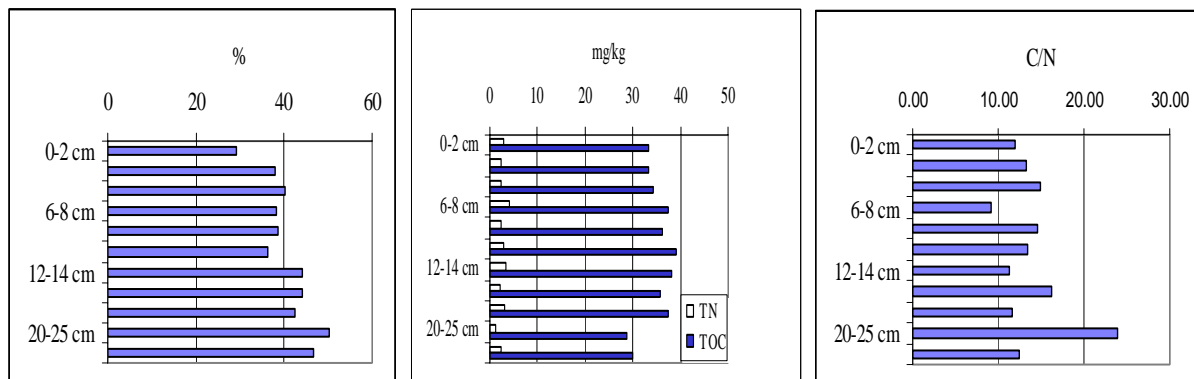
Stasjon	MBT	DBT	TBT	MPhT	DPhT	TPhT	TeEtT
S13	271	590	<b>1142</b>	<1	<1	<1	230
S14	670	1938	<b>4870</b>	<1	<1	2100	650
S15	320	651	<b>2362</b>	<1	<1	534	300
S16	601	1709	<b>4246</b>	<1	<1	1033	400

### 3.4 Endringer i miljøgiftbelastning over tid

Innenfor Tranga er det en tendens både for PCB, PAH og kvikksølv til at overflateprøvene fra 1994 har høyere konsentrasjoner enn prøvene fra 1997. Det er vanskelig å avgjøre om denne tilsynelatende systematiske forskjellen skyldes en forbedring i sedimentforholdene over de siste årene eller en kombinasjon av flekkvis fordeling av miljøgiftene og ulik stasjonsplassering i 1994 og 1997.

Det sikreste grunnlaget for å vurdere utviklingen i tilførsel av miljøgifter til sedimentene over tid er derfor vertikalprofilen ned til 30 cm sedimentdyp analysert på stasjon S16. Stasjonen er plassert i dyprenna mellom Jotun og Framnes, og er derfor antatt å ligge i et viktig sedimentasjonsområde for indre fjord. Vertikalprofilen fra stasjon S16 indikerer at det materiale som er tilført bunnen her de senere år, har hatt et lavere innhold både av klororganiske forbindelser, PAH, kvikksølv, kadmium, sink og bly enn tidligere sedimenterende materiale. Profilresultatene viser en mer eller mindre sterk stigning i konsentrasjoner fra ca 8-10 cm sedimentdyp og nedover. I følge Tabell 1 blir sedimentet i dag også vedvarende omblandet (bioturbert) omtrent ned til 10 cm. Bildet tyder på at nytt sedimentmateriale med lavt miljøgiftinnhold de senere årene er tilført området og blitt blandet ned til ca 10 cm dyp gjennom bioturbasjon. Så lenge man ikke kjenner sedimentasjonsraten i området er det meget usikkert å anslå når sedimentsjiktet med de høye konsentrasjonene er avsatt. Med en omtrentlig normalsedimentasjon på ca 3-4 mm i året skulle profilen tilsi at tilførselen av miljøgifter er blitt betydelig redusert en gang etter slutten av 1960-tallet, for DDT muligens noe tidligere.

Sedimenttilførselen kunne også tenkes å ha blitt forsterket gjennom episodiske hendelser de senere år (f.eks. oppvirvling forbundet med fjerning av flytedokken ved Framnes Mek.). I så fall vil de høye konsentrasjonene litt nedi sedimentet være av nyere dato. Profilene for støtteparametre som vanninnhold og innhold av karbon og nitrogen (Figur 17) viser imidlertid ingen brå endringer som skulle indikere slike episodiske tilførsler av sediment. Hovedinntrykket er derfor at dette dypområdet i indre fjord har hatt en rimelig jevn sedimentasjon i den tidsperioden profilen dekker, og at tilførselen av i praksis alle de undersøkte miljøgiftene er blitt betydelig redusert i nyere tid. De høye overflateverdiene funnet i 1994, som til dels tilsvarer de konsentrasjonene som ble funnet vel 10 cm nedi sedimentet på stasjon S16 kan enten skyldes lokalt høyere tilførsel fram til prøvene ble tatt eller at tidligere tiders avsetninger er blitt blottlagt ved fysiske forstyrrelser (båttrafikk e.l.).



Figur 17. Vertikalprofil av prosent tørrstoff, konsentrasjon av totalnitrogen og total karbon, og vektforhold karbon/nitrogen i sedimentet på stasjon S16.

Miljøgiftutviklingen over tid innerst i Mefjorden kan vurderes ut fra vertikalprofilen ned til 10 cm på stasjon M1 utenfor Kastet fyllplass. Heller ikke her har man imidlertid informasjon om sedimenteringshastigheter som kan tidfeste sedimentsjiktene. Synlig bioturbasjon synes å være begrenset til det øvre 0-2 cm sjiktet (tabell 1). Utseende, tørrstoffinnhold, konsentrasjon av nitrogen og karbon samt carbon/nitrogen forhold (Appendix 2) indikerte relativt homogene sedimentforhold ned til 10 cm dyp. Både PCB (figur 5), DDT (tabell 4) og PAH (figur 12) viser relativt jevne konsentrasjoner i de øvre 6-8 cm og en reduksjon dypere enn dette. Dette indikerer at miljøgifttilførselen til grunnområdet økte noe for et ukjent antall år siden og har vært stabil etter det fram til i dag.

## 4. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

Det øvre lag av bunnsedimentene (0-2 cm) i området fra sørlige del av havneområdet og ut til Thorøya hadde lavere konsentrasjoner av PCB i 1997 enn i 1994, men ble fortsatt klassifisert som markert forurenset (SFT tilstandsklasse III). Områdene sør for Thorøya var generelt lavt belastet med PCB (klasse I – II). Det er vanskelig å avgjøre om denne tilsynelatende systematiske forskjellen skyldes en forbedring i sedimentforholdene over de siste årene eller en kombinasjon av flekkvis fordeling av miljøgiftene og ulik stasjonsplassering i 1994 og 1997.

I dypområdet mellom Framnes og Jotun var det en gradvis økning av PCB-innholdet med sedimentdyp. Fra 12 til 25 cm nede i sedimentet fantes et sjikt med meget høye konsentrasjoner, høyere enn det som ble målt i havnebassenget på 70-tallet, derunder en svak avtagende forekomst ned til 30 cm.

Indre Mefjorden hadde moderat innhold av PCB i overflatesedimentene (tilstandsklasse II) i 1997. Sedimentene i grunnområdet nær Kastet hadde stabil konsentrasjon ned til 6 cm dyp, og derunder avtagende innhold av PCB.

Det var klare forskjeller i PCB-sammensetningen mellom prøver fra ulike steder og år. Grunnområdet rett utenfor Kastet i Mefjorden 1997, overflatesedimentet rett sør for Jotun 1994 og 14-25 cm sedimentsjiktet i dypområdet mellom Jotun og Framnes 1997 hadde en sammensetning karakteristisk for Aroclor 1260 til dels også Aroclor 1262, med en overvekt av tyngre PCB-molekyler. Sedimentene fra indre havn 1994 og ved Storholmen i Mefjorden 1997 skilte seg også ut fra de øvrige med klar overvekt av de lettere PCB-molekylene og en sammensetning som indikerte tilførsel av lavklorert PCB opp til Aroclor 1254. I sedimentkjernene fra dypområdet mellom Jotun og Framnes hadde sjiktet fra 12 til 14 cm dyp en PCB-sammensetning som indikerte tilførsel av Aroclor 1254, mens sedimentene ovenfor og nedenfor hadde en sammensetning som liknet Aroclor 1260 og 1262. Siden sedimentsjiktene ikke kan tidfestes er det vanskelig å avklare hva som kan ha forårsaket denne diskontinuiteten. Resultatene viser at det har vært flere kilder til PCB-forurensningen i fjorden.

DDT-analysene i 1997 viste verdier i overflatesedimentene fra 4.9 til 30 µg/kg for sum DDT. Dette er samme konsentrasjonsnivå som i 1994. Resultatene viser at begge fjordsystemene er tydelig belastet med DDT. I dypområdet mellom Framnes og Jotun var det en gradvis sterkere økning i DDT-konsentrasjon nedover i sedimentet til maksimalverdier i sjiktene fra 14 til 20 cm. Konsentrasjonene her var ca 580 ganger antatt bakgrunnsnivå. Selv om overflateanalysene som nevnt viser at fjordsystemene fortsatt får tilført DDT viser kjerneprøvene at tilførselen av DDT til indre Sandefjordsfjord tidligere har vært betydelig større enn i dag.

Dioksiner ble analysert i en prøve fra overflatesedimentet i dypområdet mellom Jotun og Framnes i 1997. Resultatene viste en konsentrasjon som omregnet til toksisitetsekvivalenter lå på bakgrunnsnivå. Konsentrasjonene av et utvalg andre klororganiske forbindelsene 5CB, HCB, OCS og  $\alpha$ - og  $\gamma$ -HCH var også med få unntak lave i hele fjordsystemet.

Analysene av PAH viste et mønster i store trekk likt som for PCB. Området fra Stub og utover til og med Thorøya hadde jevnt over de høyeste nivåene (klasse III – IV). Også for PAH viste sedimentprofilen fra dypområdet mellom Jotun og Framnes høye konsentrasjoner (tilstandsklasse V) dypere enn ca 8 cm nede i sedimentet.



Stasjonen rett utenfor Kastet i Mefjorden hadde moderat PAH-innhold i overflatesjiktet (klasse II), og avtagende konsentrasjon med sedimentdypet. Resultatene indikerer at utlekking av PAH fra Kastet fyllplass er av moderat betydning for sedimentene.

Analyse av mønsteret i PAH-sammensetning viste at sedimentene ved Kastet i Mefjorden og ved fergekaia i indre havn 1994 var dominert av lettere komponenter som indikerer oljebaserte kilder. Havne-området, Tranga og områdene innenfor øyene på vestsiden av ytre fjord dannet en egen gruppe til dels karakterisert av de samme lavmolekylære komponentene, men også med et større innslag av middels store komponenter. Dette indikerer en blanding av petroleumsrelatert og forbrenningsrelatert PAH. Sentrale deler av ytre fjord og Mefjorden litt utenfor Kastet dannet en tredje gruppe karakterisert av mer høymolekulær, forbrenningsavledet PAH.

Kamfjordkilen og hele området fra Stub og utover til Thorøya hadde høyt kvikksølvinnhold i overflatesedimentene (klasse III), men noe lavere i 1997 enn i 1994. Sedimentprofilen fra dypområdet mellom Jotun og Framnes viste en rask økning i konsentrasjon fra ca 8 cm til 30 cm sedimentdyp. Samlet bekrefter resultatene fra 1994 og 1997 at både indre og ytre del av Sandefjordsfjorden er klart belastet med kvikksølv.

Sedimentene i Mefjorden hadde klart lavere kvikksølvinnhold enn Sandefjordsfjorden. Laveste konsentrasjoner ble funnet innerst mot Kastet, der det også var avtagende kvikksølvinnhold med sedimentdyp. Dette viser at utlekking av kvikksølv til sjøen fra fyllplassen ikke er noe problem i dag.

Resultatene fra 1994 og 1997 viser også at nikkel ikke representerer noe forurensningsproblem i sedimentene og at situasjonen er stabil. Sedimentprofil av et utvalg andre metaller i dypområdet mellom Jotun og Framnes viser gradvis økning med dyp for kadmium, kobber, bly og sink, og stabile konsentrasjoner av krom. De fleste konsentrasjonene tilsvarte tilstandsklasse II og III (moderat til markert forurenset).

Tributyltinn TBT målt i overflatesedimentene i Sandefjord havneområde i 1997 viste svært høye verdier, og med maksimum utenfor Stub. De høyeste registreringene representerer en overkonsentrasjon på nesten 5000 ganger antatt bakgrunn. Det er den høyeste konsentrasjon som noen gang er registrert i fjorden, og den ligger like under de høyeste sedimentkonsentrasjonene som er målt i norske havneområder. Kun 3 tidligere funn i Norge, hvorav to fra skipsverft, lå høyere enn det som ble målt utenfor Stub i 1997. Resultatene kan tyde på et vedvarende og muligens økende forurensningsproblem i indre fjord, som er nærliggende å koble til den store trafikken med større båter i havneområdet. Det anbefales at utviklingen i tinnorganiske forbindelser følges opp i videre overvåking.

Sammenfatningsvis indikerte vertikalfordelingen av miljøgifter i sedimentet i den dypere delen av indre Sandefjordsfjorden sør for havneområdet at tilførselen av PCB, PAH, DDT og kvikksølv er betydelig redusert i forhold til tidligere tider. Siden sedimenteringsraten i området er ukjent kan vi ikke fastslå når reduksjonen inntraff, men regner man med en normal sedimentasjonsrate for norske fjorder på ca 5 mm i året skulle resultatene tilsi at tilførselsreduksjonen inntraff en gang etter slutten av 1960-tallet.

Vertikalfordelingen av miljøgifter i sedimentet ned til 10 cm i det grunne sjøområdet like utenfor Kastet fyllplass i Mefjorden indikerer at tilførselen av PCB, DDT og PAH til området økte noe for et ukjent antall år siden og har vært stabil etter det fram til i dag. Heller ikke her har man imidlertid informasjon om sedimenteringshastigheter som kan tidfeste når tilførselen til området økte.

## 5. REFERANSER

- Ahlborg, U.G., Hanberg, A., og Kenne, K., 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD 1992:26*, Nordisk ministerråd, København, 99s.
- Ballschmiter, K., og Zell, M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302, 20-31.
- Ballschmiter, K., Rappe, C. og Buser, H.R., 1989. Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. *In: Kimbrough, R. og Jensen, S (Eds.): Halogenated biphenyls, terpenyls naphthalenes dibenzodioxins and related products. Elsevier Sci. Pub. 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 2560, 192s.
- Berge, J.A., Berglind, L., Brevik, E.M., Følsvik, N., Green, N., Knutzen, J., Konieczny, R. og Walday, M., 1997. Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. A summary report. NIVA-rapport nr. 3656, 36 s.
- Bjerknes, W., Green, N., Klungsøyr, J. og Wilhelmsen, S., 1992. Undersøkelse av PCB i det marine miljø utenfor ubåtbunker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1 – innledende observasjoner. NIVA-rapport nr 2789, 29s.
- De Voogt, P. og Brinkman, U.A.Th., 1989. Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. *In: Kimbrough, R. og Jensen, S (Eds.): Halogenated biphenyls, terpenyls naphthalenes dibenzodioxins and related products. Elsevier Sci. Pub. B.V., 1989 (Biomed. Div.), 3-43.*
- Følsvik, N.A.H. 1997. Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gas chromatography-microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and effects of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. Hovedoppgave Cand.Scient.-eksamen , Univ. i Oslo. 64 s.
- 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.
- Jenssen, P.D., Andersen, S., Sæland, S. og Schaanning, M., 1992. Kartlegging av utlekking fra deponi ved Vera fabrikker A/S, Sandefjord. Jordforsk-rapport nr. 7.0706-02/3, 58 s.
- Konieczny R.M., og Juliussen, A., 1994. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter fra Sandefjordsfjorden. NIVA rapport nr 3180. SFT Overvåkingsrapport nr 586/94. TA nr 1158/1994. 48 pp.
- Løkken, B., 1993. Rapportering og dumping i Vestfold 1992. Brev til SFT den 5.5.93, 2s.
- Martinsen, I., Staveland, G., Skåre, J.U., Ugland, K.I. og Haugen, A., 1991. Levels of environmental pollutants in male and female Flunder (*Platichthys flesus* L.) and Cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river in Norway. I. Polychlorinated biphenyls. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20, 353-360.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., og Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03, TA-1467/1997, 36s.

Naes, K. og Oug, E., 1998. The distribution and environmental relationships of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Norwegian smelter-affected fjords. *Chemosphere*, 36, 561-576.

Niemistö, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havsforskningsinst., Skr., Helsinki, 283, 33-38.

Semb, S.I., og Brevik, E.M., in press. Omregningsfaktorer for betemmelse av total-PCB i ulike sedimenttyper. NIVA rapport O-97095, løpenr xxxx. 27 pp.

Skagestad, B., 1975. Mudring i Sandefjord havn. VIAK as., Notat/brev, 4s.

Skei, J. og Klungøy, J., 1990. Kartlegging av PCB i sedimenter fra indre Sørfjord. NIVA-rapport nr 2528, 16s.

## **6. Vedlegg**