

**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 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  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001. Miljøgifter i sediment	Løpenr. (for bestilling) 4607-2002	Dato 06/02-03
	Prosjektnr. Undernr. O-202461	Sider Pris 41
Forfatter(e) John Arthur Berge	Fagområde Miljøgifter marint	Distribusjon Fri
	Geografisk område Sør Trøndelag	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oceanor/Trondheim kommune	Oppdragsreferanse
---	-------------------

**Sammendrag:** Trondheim kommune har et kloakkutslipp til Trondheimsfjorden fra Høvringen renseanlegg. I denne rapporten rapporteres resultatene fra undersøkelser av miljøgifter i sediment fra 15 stasjoner i sjøområdene rundt Trondheim. Målsettingen med undersøkelsene har vært å beskrive dagens tilstand, sammenligne med tidligere undersøkelser, danne grunnlag for vurdering av betydningen av dagens utslipp fra Høvringen renseanlegg og danne grunnlag for senere oppfølging og overvåking. Følgende miljøgifter er analysert: kobber (Cu), sink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), krom (Cr), nikkel (Ni), sølv (Ag), arsen (As), litium (Li), den tinnorganiske forbindelsen tributyltinn (TBT), polyklorerte biphenyler (PCB), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og oljehydrokarboner (THC). Totalt kan en konkludere med at sedimentet i 2001 var ubetydelig til moderat forurenset med metaller og TBT og ubetydelig forurenset med PCB og HCB. Observerte nivåer var lave i forhold til det som ofte observeres i havneområder og bynære omgivelser. Særlig positivt er observasjonene av relativt lave nivåer av TBT og PCB. Mer bekymringsfullt er sedimentenes høye innhold av PAH, benzo(a)pyren og oljehydrokarboner. Totalt antyder dataene at en for flertallet av de analyserte parametere har en noe dårligere miljøtilstand i området nær Høvringen enn i området forøvrig. Utslipp fra renseanlegget kan være en årsak til dette. Det er imidlertid også andre forklaringsmodeller som for enkelte parametergrupper (metaller) er mer sannsynlige (tidligere utslipp fra gruveindustri).

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Metaller	1. Metals
2. Organiske miljøgifter	2. Organic micropollutants
3. Sedimenter	3. Sediments
4. Resipientvurdering	4. Environmental evaluation



John Arthur Berge  
Prosjektleder



Kristoffer Næs  
Forskningsleder



Jens Skei  
Forskningsdirektør

# **Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001.**

Miljøgifter i sediment

## Forord

I forbindelse med mulige renskrav knyttet til kloakkutslipp til Trondheimsfjorden fra Høvringen rensanlegg ønsket Trondheim kommune å gjennomføre resipientundersøkelser i Trondheimsfjorden. Kommunen la gjennomføringen av undersøkelsene ut på anbud med anbudsfrist 31/7-2000. OCEANOR, NIVA og SINTEF ga et samlet anbud på resipientundersøkelsen (OCEANOR, 2000). På basis av anbudet ble gjennomføringen av undersøkelsen gitt til de tre samarbeidspartnere under ledelse av OCEANOR.

Resipientundersøkelsen omfattet følgende fagområder

- Hydrografi (strøm, salt , temperatur)
- Kontinuerlige målinger av strøm,
- Sporstoffundersøkelser
- Utslippsberegninger
- Målinger av næringssalter og oksygen
- Målinger av klorofyll, planktonalger og bakterier
- Kartlegging av bakteriologiske forhold på badeplasser
- Fjæresoneundersøkelser
- Undersøkelser av bløtbunnsfauna
- Undersøkelser av miljøgifter i sedimenter
- Undersøkelser av miljøgifter i organismer (alger, blåskjell, fisk)
- Kartlegging av brukereinteresser

NIVA har hatt fagansvar for fjæresoneundersøkelser, undersøkelser av bløtbunnsfauna, undersøkelser av miljøgifter i sedimenter og undersøkelser av miljøgifter i organismer.

I denne rapporten rapporteres resultatene fra undersøkelser av miljøgifter i sediment.

Fagansvarlig for delprosjektet har vært John Arthur Berge, NIVA. NIVAs kontaktperson hos OCEANOR har vært Johanne Arff.

Feltarbeidet ble gjennomført av Arild Sundfjord, NIVA og Øystein Stokland, SINTEF. Til feltarbeidet ble F/F "Harry Borthen I" innleid fra NTNU. Alle analyser er utført av NIVA.

Oslo, 06/02-2003

*John Arthur Berge*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>9</b>
<b>2. Materiale og metode</b>	<b>10</b>
2.1 Innsamling av sediment	10
2.2 Analyseparametere	11
2.3 Kjemiske analysemetoder	12
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>13</b>
3.1 Metaller	14
3.2 Tinnorganiske forbindelser	20
3.3 PCB og andre klororganiske forbindelser	21
3.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner og andre oljehydrokarboner	23
<b>4. Sammenfattende kommentarer og konklusjoner</b>	<b>26</b>
<b>5. Referanser</b>	<b>29</b>
<b>Vedlegg A. Posisjoner for de enkelte stasjoner</b>	<b>30</b>
<b>Vedlegg B. Beskrivelse av sedimentprøver</b>	<b>31</b>
<b>Vedlegg C. Analysemetoder - støtteparametere</b>	<b>32</b>
<b>Vedlegg D. Analysemetoder - metaller</b>	<b>33</b>
<b>Vedlegg E. Analysemetoder - Organiske og metallorganiske forbindelser</b>	<b>35</b>
<b>Vedlegg F. Metall/Li forhold</b>	<b>37</b>
<b>Vedlegg G. Rådata for analyse av klororganiske forbindelser</b>	<b>38</b>
<b>Vedlegg H. Rådat for analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner i sediment</b>	<b>40</b>

---

## Sammendrag

Trondheim kommune har et kloakkutslipp til Trondheimsfjorden fra Høvringen renseanlegg. Det har vært reist spørsmål om nødvendigheten av ytterligere rensing av utslippet fra renseanlegget. Sentralt for de renskrav som Trondheim kommune vil bli pålagt vil være om eventuelle dårlige miljøforhold i Trondheimsfjorden kan knyttes til utslipp fra Høvringen.

I denne rapporten rapporteres resultatene fra undersøkelser av miljøgifter i sediment fra 15 stasjoner på 17-365 m dyp fra Digermulen i vest til Strindfjorden ved Malvik i øst.

Målsettingen med undersøkelsene har vært å beskrive dagens tilstand, sammenligne med tidligere undersøkelser, danne grunnlag for vurdering av betydningen av dagens utslipp på miljøtilstanden og danne grunnlag for senere oppfølging og overvåking.

Følgende parametere er analysert: kobber (Cu), sink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), krom (Cr), nikkel (Ni), sølv (Ag), arsen (As), litium (Li), den tinnorganiske forbindelsen tributyltinn (TBT), polyklorerte biphenyler (PCB), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og total mengde oljehydrokarboner (THC). I tillegg til analyse av miljøgifter har en også analysert for partikkelstørrelsesfordeling, organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (Tot. N) og vanninnhold.

Analyseresultatene er vurdert i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann.

Sedimentet var i 2001 ubetydelig til moderat forurenset med metaller og TBT og ubetydelig forurenset med PCB og HCB. Observerte nivåer var lave i forhold til det som ofte observeres i havneområder og bynære omgivelser. Særlig positivt er observasjonene av relativt lave nivåer av TBT og PCB. Mer bekymringsfullt er sedimentenes høye innhold av PAH, benzo(a)pyren og oljehydrokarboner.

Totalt antyder dataene at en for flertallet av de analyserte parametere har en noe dårligere miljøtilstand i området nær Høvringen enn i området forøvrig. Dette området er belastet med skipstrafikk og aktivitet ved en oljeterminal og tankanlegg som ligger 300-900 m sør for Høvringen renseanlegg. I umiddelbar nærhet er det også et utendørs åpent forbrenningsanlegg for oljeprodukter i forbindelse med brannøvelser.

Støtteparametere: Andelen av partiklene i sediment med en størrelse på mindre enn 63 µm var relativt høy (50-100 %). Innholdet av organisk karbon var i hovedsak lavt men noen høye verdier ble observert ved Ranheim og til dels også ved Høvringen. Innholdet av nitrogen i sedimentet var lavt på alle stasjoner.

Metaller: Det ble observert noe høyere konsentrasjoner av de fleste metaller på stasjoner nær utslippet fra Høvringen (i hovedsak moderat forurenset) enn på mer fjerntliggende stasjoner. Observerte metallkonsentrasjoner var imidlertid lavere enn det som tidligere (1987) er observert på samme sted. Observerte forhøyede metallkonsentrasjoner ved Høvringen og i nærliggende områder som Iilsvika har tidligere vært tillagt utslipp fra gruveindustri. En antar at de forhøyede nivåer som ble observert ved Høvringen i 2001 i hovedsak er et resultat av tidligere utslipp fra gruveindustri. Konsentrasjonsreduksjonen som er observert siden 1987 skyldes mest sannsynlig overdekking av tidligere forurenset materiale ved sedimentering. Under forutsetning av at renseanlegget drives som det har vært gjort de senere år er det lite trolig at en i fremtiden skulle få noen oppbygging av høyere metallkonsentrasjoner enn de som ble observert i 2001.

TBT: Det ble i hovedsak observert lave konsentrasjoner av det begroingshindrende middelet TBT i sedimentet i hele området. De høyeste konsentrasjoner ble observert på relativt grunne stasjoner (17-50 m) ved Høvringen og Ranheim og kan tyde på en liten lokal tilførsel til sedimentet på disse steder. På de øvrige dypere stasjoner (107-355 m) ble det ikke observert noen vesentlig oppbygning av TBT i sedimentene. Hovedtilførselen av TBT til akvatisk miljø antas i dag å være fra skip. Tilførsler av TBT til akvatisk miljø fra kommunale renseanlegg er kjent fra utlandet. Mest sannsynlig skyldes den svakt forhøyede TBT-konsentrasjonen som er observert i sedimentet ved Høvringen en påvirkning fra skip som trafikerer oljeterminalen 300-900 m sør for anlegget.

Klororganiske forbindelser: Konsentrasjonsnivået av klororganiske forbindelser (særlig PCB og HCB) var lavt på alle stasjoner og tyder på at eventuelle utslipp av slike forbindelser fra Høvringen renseanlegg er begrenset, og ikke gir opphav til oppbygging av høye konsentrasjoner i sediment. Resultatene står i sterk kontrast til de høye konsentrasjoner av PCB som tidligere er observert i Trondheim havnebasseng. Forskjellen mellom havneområdet og stasjonene lenger ut i fjordområdet tyder på lokale kilder i havneområdet. Det er ingenting som tyder på at renseanlegget på Høvringen sprer klororganiske forbindelser som gir opphav til forhøyede konsentrasjoner i sedimentet.

PAH og oljehydrokarboner: De høyeste konsentrasjoner av PAH ble observert på 3 stasjoner nær Høvringen og en ved Lade. Sedimentet på disse fire stasjoner kunne klassifiseres som markert forurenset med PAH. På de øvrige stasjoner kunne sedimentet karakteriseres som moderat forurenset med PAH.

I likhet med PAH var konsentrasjonen av enkeltforbindelsen benzo(a)pyren også høy i sediment nær Høvringen og ved Lade og sedimentet kunne på 3 stasjoner karakteriseres som sterkt forurenset med benzo(a)pyren.

De laveste konsentrasjoner av PAH og enkeltforbindelsen benzo(a)pyren ble observert i sediment fra områdets vestre del (Digermulen) og østlige del (Strindfjorden ved Ranheim). Både resultatene fra analyse av PAH og benzo(a)pyren antyder at en har en PAH kilde i nærheten av Høvringen og Lade.

Den laveste konsentrasjoner av oljehydrokarboner (THC) ble observert ved Digermulen og den høyeste i området ved Høvringen. Ut fra erfaringene i Nordsjøen antas at bløtbunnsfaunaens artsdiversiteten på ca. halvparten av stasjonene kan være redusert pga. forekomst av hydrokarboner i sedimentet.

Den høyeste PAH-konsentrasjon som ble observert i denne undersøkelse var klart lavere enn det som tidligere er observert i Trondheim havn. Forskjellen mellom havneområdet og stasjonene lenger ut i fjordområdet tyder på lokale kilder i havneområdet. De relativt høye konsentrasjoner av PAH som ble observert i området utenfor Høvringen tyder imidlertid også på at en kan ha en lokal kilde i dette området.

## Summary

Title: Environmental investigations in Trondheimsfjorden (Norway) in 2001. Contaminants in sediments

Year: 2002

Author: JohnArthur Berge

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-4268-6

---

Environmental investigations were performed in the Trondheimsfjord for The Municipality of Trondheim in order to evaluate the possible need for further treatment of the discharge from the sewage treatment plant at Høvringen. The investigations were performed by OCEANOR, SINTEF and NIVA. Here NIVA reports the results from analyses of metals and organic micropollutants in sediments from 15 stations (17-365 m depth) near Trondheim.

The objective was to describe the present environmental condition in the recipient, establish a basis for evaluation of present discharges on the environmental quality, compare with results from previous investigations and establish a basis for future monitoring.

The sediments were analysed for the following contaminants: copper (Cu), zinc (Zn), lead (Pb), cadmium (Cd), mercury (Hg), chromium (Cr), nickel (Ni), silver (Ag), arsenic (As), lithium (Li), organotins like tributyltin (TBT), polychlorinated biphenyls (PCB), hexachlorobenzene (HCB), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), benzo(a)pyrene and total content of oil related hydrocarbons (THC). The sediments were also analysed for particle size distribution, organic carbon/nitrogen and water content.

The sediment were in 2001 insignificantly to moderately polluted with metals, TBT and insignificantly polluted with PCB and HCB. The observed levels were generally lower than found in harbours and areas near larger cities. The observation of low concentration of TBT and PCB is especially encouraging whereas the high concentrations of PAH, , benzo(a)pyrene and THC are more worrying.

The analytical results indicate that the environmental quality in sediments is slightly reduced in the vicinity of the treatment plant at Høvringen compared to more distant stations. Discharges from the treatment plant may have caused this, but here are also other explanations, that are more plausible, especially discharges related to ship traffic with oil tankers to an oil terminal 300-600 m south of Høvringen.

The fraction of the sediment with a particle size of less than 64 µm was high (50-100 %). The organic carbon content was in general low but some high values were observed at Ranheim and partly also at Høvringen. The nitrogen content was low at all stations.

Metals: Higher concentrations of most metals were observed in sediments from stations near the treatment plant at Høvringen compared to more distant stations. The somewhat higher concentrations of metals near the treatment plant are probably caused by discharges of tailings from previous mining in the area. The sediment near Høvringen could in general be classified as moderately polluted by metals. The metal concentrations observed in 2001 were however lower than previously (1987) observed in the area. The concentration reductions are probably caused by sedimentation of particles with a low metal content. No further build-up of metal concentrations is expected in the sediments if the treatment plant is run as performed during the last de decade.

TBT: In general low concentrations of TBT were observed in the whole area. The highest concentrations (moderately polluted) were observed at relatively shallow stations (17-50 m) near Høvringen and at Ranheim. This may indicate a small local source for TBT at these two locations, e.g. ship traffic at Høvringen

Organochlorines: The concentrations of PCB and HCB were low at all stations and indicate that possible discharges of such compounds from Høvringen do not result in build-up of high concentrations in the sediment. The results contrast the high concentrations observed in sediments from the harbour of Trondheim and indicate local sources within the harbour areas.

PAH and oil related hydrocarbons: The highest concentrations of PAH were observed at 3 stations near Høvringen and one near Lade. The sediment from these 4 stations could be characterised as markedly polluted by PAH. The remaining stations could be characterised as moderately polluted by PAH.

The sediments from Høvringen and Lade were severely polluted by benzo(a)pyrene. The lowest concentrations of PAH and benzo(a)pyrene were observed in the western part of the area at Digermulen and in the Eastern part (Strindfjorden at Ranheim). The results indicate a source for PAH and benzo(a)pyrene in the vicinity of Høvringen and Lade.

The lowest concentration of oil related hydrocarbons were observed at Digermulen and the highest at Høvringen. Experience from the North Sea indicates that species diversity may be reduced at approximately half of the stations investigated due to the observed levels of THC in the sediments.



# 1. Innledning

Trondheim kommune har et kloakkutslipp til Trondheimsfjorden fra Høvringen renseanlegg. I dag har anlegget et silanlegg med diffusor utslipp på ca. 50 m dyp. Det har vært reist spørsmål om nødvendigheten av ytterligere rensning av kloakkutslippet fra renseanlegget ved bygging av et kjemisk/biologisk rensetrinn. Sentralt for de renskrav som Trondheim kommune vil bli pålagt fra sentral miljøforvaltning (nasjonalt og innen EU) vil være dagens miljøtilstand i Trondheimsfjorden og i hvilken grad eventuelle dårlige miljøforhold kan knyttes til dagens utslipp fra Høvringen.

I tillegg til eventuelle utslipp fra Høvringen er det mange potensielle kilder til forurensning av sedimenter i Trondheimsområdet (avfallsfyllinger, forurenset grunn, metallindustri, gassverk, gruvedrift, skipsfart, tankanlegg, andre kommunale utslipp). Nidelven har frem til 1975 også ført med seg spesialavfall som er tilført via industri (Konieczny og Juliussen, 1995).

Partikler som tilføres et sjøområde/havneområde tenderer til å akkumulere i områder med lite strøm, og vil over tid gi grunnlaget for dannelse av bunnsedimenter. Disse sedimenter inneholder også de forureningskomponenter som fester seg til partiklene. Mange av de miljøgiftene som en er opptatt av i miljøsammenheng har evnen til å feste seg til slike partikler. Bunnsedimentene er derfor spesielt godt egnet til å overvåke spredning av miljøgifter i et område.

Historisk har den omfattende metallindustrien og gruvedriften ved Killingdal gruver hatt størst betydning for de høye metallverdier som tidligere er registrert i sedimentene i Trondheimsområdet og spesielt i havneområdet (Stokland, 1987, Konieczny og Juliussen, 1995).

Tidligere undersøkelser av miljøgifter i sediment har i vesentlig grad vært fokusert på metaller (Skei, 1983, Stokland, 1987, Nordås, 1991) og tildels PAH (Skei, 1983). Først i 1993 ble det gjennomført sedimentundersøkelser som omfattet klororganiske forbindelser (Konieczny og Juliussen, 1995). Disse undersøkelser omfattet i hovedsak kun selve havneområdet, som viste seg å være sterkt belastet med flere organiske miljøgifter og TBT.

I denne rapporten rapporteres resultatene fra undersøkelser av miljøgifter i sediment i området rundt Trondheim. Målsettingen med undersøkelsene har vært å

*-beskrive dagens tilstand*

*-sammenligne med tidligere undersøkelser*

*-danne grunnlag for vurdering av betydningen av dagens utslipp på miljøtilstanden*

*-danne grunnlag for senere oppfølging og overvåking*

## 2. Materiale og metode

### 2.1 Innsamling av sediment

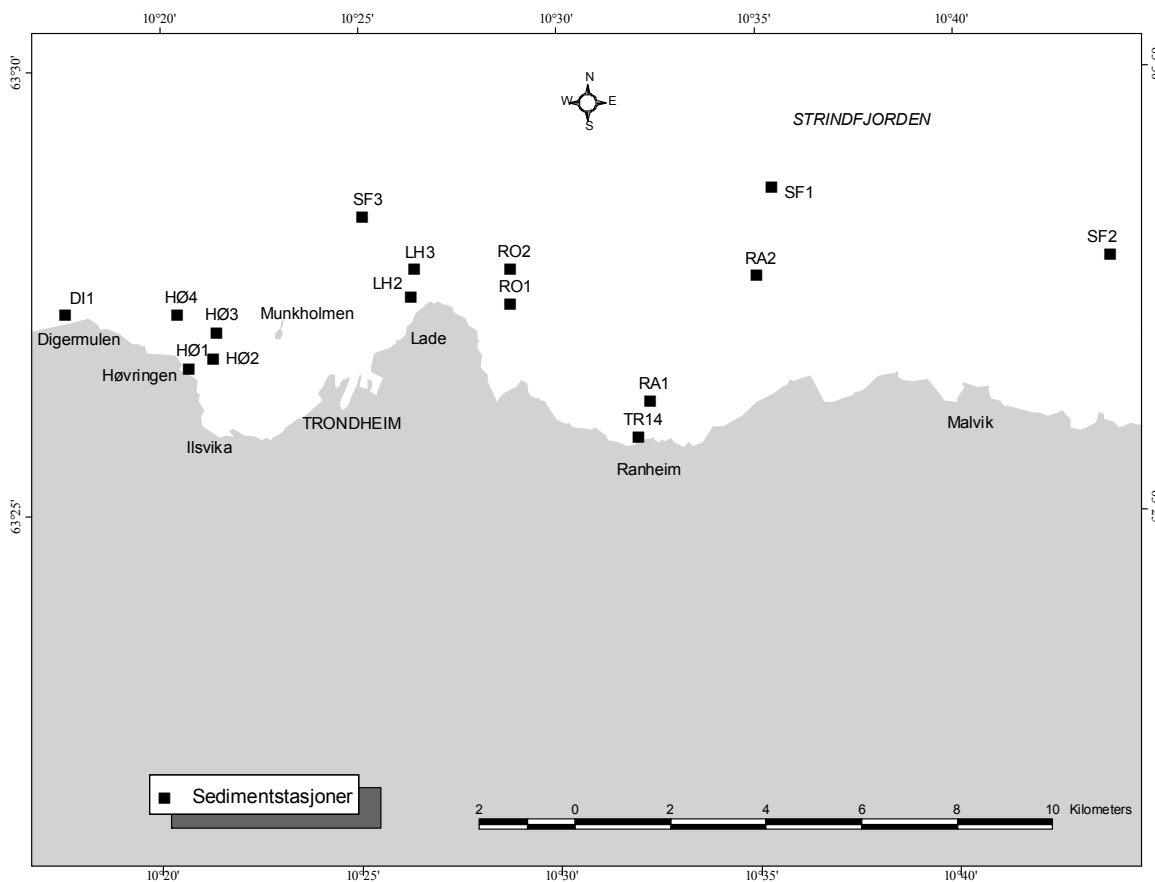
Feltarbeidet ble foretatt 10-16/8-01. Feltarbeidet ble foretatt fra forskningsfartøyet Harry Borthen I innleid fra NTNU. Prøvetaking av sediment for miljøgiftanalyser ble gjennomført parallelt med at en tok grabbprøver av sedimentet for analyse av bløtbunnsfauna (Rygg, 2002).

Prøvetaking ble foretatt ved hjelp av en kjerneprøvetager (Niemistö, 1974). I alt ble 19 stasjoner prøvetatt. Kjemiske analyser ble foretatt på sediment fra 15 av disse stasjoner. Stasjonenes posisjon er avmerket i Figur 1 og stasjonenes geografiske koordinater ses i Vedlegg A.

Fra hver stasjon ble overflatesediment (0-2 cm) fra 3 prøver slått sammen til en blandprøve for analyser.

En grov beskrivelse av sedimentet ses i Vedlegg B.

Ved valg av stasjoner har en tatt utgangspunkt i det stasjonsnettet som ble benyttet i undersøkelsene til Stokland 1987. I tillegg har en tatt prøver på en sedimentstasjon nær land lenger vest for byen ved Digermulen (DI1) oppstrøms hovedstrømretningen i området (cf. Thendrup et al. 1988). Sediment fra fire av stasjonene nærmest Trondheim (TR10, TR12, TR11 og LH1) ble tatt ut av analyseprogrammet fordi disse behandles annensteds.



**Figur 1.** Stasjoner i Trondheimsområdet der det ble innsamlet sediment for analyse av miljøgifter.

## 2.2 Analyseparametere

Følgende metaller er analysert i sedimentprøvene: kobber (Cu), sink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), krom (Cr), nikkel (Ni), sølv (Ag), arsen (As) og litium (Li). Litium ble analysert med tanke på normalisering (Loring, 1991). Analysene som er foretatt i 2001 omfatter i tillegg til de metaller som ble analysert i 1987 også krom (Cr) og nikkel (Ni) og en del organiske miljøgifter som man vet har opptrådt med relativt høye nivåer i havneområdene i Trondheim (c.f. Konieczny og Juliussen, 1995).

Analysene av metaller i sediment, som ble gjennomført i 1987, (Stokland, 1987) ble foretatt etter salpetersyreoppløsning av finfraksjonen (<64µm) av sedimentet. Tolkingen av resultater av metallanalyser i sediment etter oppløsning med salpetersyre har vist seg å være problematisk idet graden av oppløsning vil være avhengig av mineral-sammensetningen i sedimentet. Flusssyre gir en total oppløsning av de fleste mineraler. I den foreliggende resipientundersøkelsen har en derfor gjennomført analysene etter fluss-syreoppløsning av totalsedimentet da dette gir et bedre sammenligningsgrunnlag og sannsynligvis større utsagnskraft i et langsiktig perspektiv. For to av stasjonene (HØ1, HØ2) har en i tillegg for sammenligningens skyld også foretatt analyse av sediment etter salpetersyreoppløsning.

Av organiske miljøgifter er følgende komponenter analysert: Polyklorerte biphenyl (PCB), polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og total mengde oljehydrokarboner (THC). Analyse av

PCB inkluderer individuelle analyseverdier av en rekke andre klororganiske forbindelser [p,p-DDE, p,p-DDD, HCB, OCS, alfa-HCH, gamma-HCH (Lindan), 10 kongenerer av PCB (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-153, PCB-105, PCB-138, PCB-156, PCB-180, PCB-209)]. PAH-analysen inkluderer individuelle analyseverdier for en rekke komponenter deriblant de mest utbredte potensielt kreftfremkallende forbindelser.

TBT som benyttes som begroingshindrende middel på skip er også inkludert i analysene. Analysene av TBT inkluderer også nedbrytningsproduktene dibutyltinn (DBT) og monobutyltinn (MBT) samt trifenylyltinn (TphT). TBT tillates i dag brukt som begroingshindrende middel på skip over 25 m, men har vært forbudt å bruke på småbåter i mer enn 10 år.

I tillegg til analyse av miljøgifter har en på sedimentet fra hver stasjon også analysert følgeparametere som partikkelstørrelsesfordeling (<64µm fraksjonen), organisk karbon (Tot. C), totalt nitrogen (Tot. N) og tørrstoffinnhold (%TS).

Analyseresultatene er vurdert i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al. 1997) og tidligere undersøkelser der disse er relevante.

## **2.3 Kjemiske analysemetoder**

En oversikt over de benyttede kjemiske analysemetoder er gitt i vedlegg C-E.

### 3. Resultater og diskusjon

En beskrivelse av de innsamlede sedimenter ses i vedlegg B. Stasjonene HØ1, HØ2 og HØ3 og TR 14 skilte seg spesielt ut i det en på stasjonene ved Høvringen kunne observerte noe olje på sedimentet og at sedimentet fra HØ1 og TR 14 luktet hydrogensulfid. På de øvrige stasjoner ble det ikke gjort spesielle observasjoner under prøvetakingen.

Andelen av partiklene i sediment med en størrelse på mindre enn 64 µm var relativt høy (50-100 %) (Tabell 1). Tørrstoffinnholdet varierte fra ca. 43 til 65%. Innholdet av organisk karbon var i hovdesak lavt, men noen høye verdier ble observert ved Ranheim (TR 14, RA 1) og til dels også ved Høvringen (HØ 1). Innholdet av nitrogen i sedimentet var lavt på alle stasjoner (Tabell 1).

**Tabell 1.** Resultater fra analyse av støtteparametere i sediment fra Trondheimsfjorden. Tørrstoffinnhold (%TS), Total mengde organisk karbon (Tot. C), totalt nitrogen (Tot. N) og partikkelstørrelsesfordeling (<64µm fraksjonen).

Stasjon nr	Dyp (m)	%TS	Tot. C (µg/mg TS)	Tot. N (µg/mg TS)	<64 µm (%)
DI 1	130	63,6	4,1	<1	71
HØ 4	197	53	9,1	<1	94
HØ 1	50	53,6	18,7	<1	50
HØ 2	118	59,3	10,6	<1	65
HØ 3	195	55,9	4,7	<1	94
LH 3	190	61,4	5,3	<1	85
LH 2	120	61,4	6,7	<1	90
SF 3	355	65	4,2	<1	-
RO 1	120	60	5,9	<1	89
RO 2	207	53,4	8,6	<1	93
TR 14	17	50,2	22,7	<1	92
RA 1	50	53,8	21,8	<1	88
RA 2	120	59	5,1	<1	84
SF 1	214	42,6	8,9	<1	100
SF 2	107	49,6	7,5	<1	97

### 3.1 Metaller

Miljøkvalitetskriteriene for sediment er basert på erfaringsdata fra analyse av sediment fra en rekke norske fjord og kystområder (i hovedsak etter salpetersyreopplutning av prøven før analyse). Metallanalysene av sediment innsamlet i 2000 er i hovedsak utført etter fluss-syreopplutning. For en del mineraler/sedimenter får en utløst mer metaller ved fluss-syreopplutning en ved salpetersyreopplutning. Resultatene fra stasjon HØ1 og HØ2 viser også at dette er tilfelle for Pb, Cr og Ni, men ikke i vesentlig grad for Cd, Cu, Zn (Tabell 2). Dette betyr at klassifiseringen som er gjort i Tabell 2 for Pb, Cr og Ni basert på fluss-syreopplutning kan vise en miljøtilstand som er noe verre enn det som virkelig er tilfelle.

I sediment fra et område uten antropogene tilførsler av metaller observeres vanligvis et relativt konstant forhold mellom konsentrasjonen av et metall og konsentrasjonen av Li. Innenfor et gitt område vil dette forholdet avspeile den mineralogiske sammensetningen. Li er et metall som i hovedsak ikke tilføres miljøet fra antropogene kilder. I et område vil derfor en økning av metall/Li forholdet antyde at en har hatt en antropogen tilførsel av det aktuelle metall.

For å få et bilde av forurensningssituasjonen i Trondheimsområdet har en i det følgende for hvert enkelt metall, relatert analyseresultatene både til SFTs miljøkvalitetskriterier (Tabell 2) og til en økning av metall/Li forholdet i forhold til det en ser ellers i området (Figur 2).

Kvikksølv. Resultatene viser at sedimentet begge år var ubetydelig til moderat forurenset med Hg (tilstandsklasse I-II). Der det ble observert en endring av tilstandsklasse for Hg fra 1987 til 2001 var det i alle tilfeller i retning av en forbedring (Tabell 2A). I 2001 var det kun sediment fra området ved Høvringen (HØ1 og HØ2) som kunne karakteriseres som moderat forurenset mens de øvrige stasjoner kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset. Hg/Li forholdet (Figur 2A) bekrefter at de noe forhøyede konsentrasjonene av Hg i sedimentet på HØ1 og HØ2 skyldes antropogen tilført Hg.

Arsen. Analyse av As og Ag ble ikke utført i 1987. Analysene foretatt i 2002 viste i hovedsak lave konsentrasjoner av As (ubetydelig til lite forurenset) og det var bare to stasjoner (HØ2 og HØ3) som kunne karakteriseres som moderat forurenset (Tabell 2A). As/Li forholdet antyder at sedimentet fra HØ1 i tillegg til HØ2 og HØ3 har noe antropogen tilført As (Figur 2).

Sølv. Konsentrasjonen av Ag syntes relativt lav (Tabell 2A). Deteksjonsgrensen ved analysen (1 µg/g t.v.) var imidlertid for høy til å avklare om sedimentet skulle klassifiseres til tilstandsklasse I (øvre grense lik 0.3 µg/kg) eller tilstandsklasse II (0.3 til 1.3 µg/kg).

Bly. Sedimentet fra de 4 stasjonene ved Høvringen (HØ1-4) og fra RO1 og SF2 kunne i 2001 klassifiseres som moderat forurenset med Pb mens de øvrige stasjoner var ubetydelig til lite forurenset med Pb (Tabell 2B). På de to stasjoner hvor det i 1987 ble observert relativt høye konsentrasjoner av bly (HØ1 og HØ2) var konsentrasjonen betydelig redusert i 2001. På de øvrige stasjoner kunne en i hovedsak observere en viss nedgang eller tilnærmet samme konsentrasjon som i 1987. Tar en hensyn til at analysene i 2001 ble gjennomført etter fluss-syreopplutning (dvs. konsentrasjonen er overestimert med en faktor på ca 1,5 i forhold til salpetersyreopplutning) ligger det an til at en også på en del av disse stasjoner har hatt en viss konsentrasjonsnedgang. Pb/Li forholdet antyder at det kun på stasjonene ved Høvringen har vært en klar tilførsel av antropogen Pb (Figur 2).

Kadmium. Sedimentet fra HØ1 kunne i 2001 klassifiseres som moderat forurenset med Cd mens de øvrige stasjoner var ubetydelig til lite forurenset med dette metallet (Tabell 2B). På de to stasjoner (HØ1 og HØ2) hvor det i 1987 ble observert relativt høye konsentrasjoner av Cd var konsentrasjonen betydelig redusert i 2001. På de øvrige stasjoner kunne en observere en viss nedgang eller tilnærmet samme konsentrasjon som i 1987.

Pb/Li forholdet (Figur 2) antyder at det er kun på to stasjonene ved Høvringen (HØ1, HØ2) at en har hatt en klar tilførsel av antropogent Pb.

Kobber. Sedimentet fra de fire stasjonene ved Høvringen (HØ1-4), samt TR14 og SF1 var moderat forurenset med Cu i 2001 mens en i sedimentet på de øvrige stasjoner ikke observerte klare tegn på Cu påvirkning (dvs ubetydelig til lite forurenset) (Tabell 2C). Kobberkonsentrasjonene i sediment var på de fleste stasjoner redusert i 2001 i forhold til 1987. En særlig stor reduksjon ble observert på HØ1, HØ2.

Cu/Li forholdet (Figur 2) antyder at det i hovedsak er på tre stasjonene ved Høvringen (HØ1-3) og en ved Ranheim (TR 14) at en har hatt en klar tilførsel av antropogent Pb.

Sink. Sedimentet fra de tre stasjonene ved Høvringen (HØ1-3), samt SF1 var moderat forurenset med Zn i 2001 mens en i sedimentet på de øvrige stasjoner ikke observerte klare tegn på Zn påvirkning (dvs ubetydelig til lite forurenset) (Tabell 2C). En tydelig reduksjon i konsentrasjonen av sink ble observert på HØ1, HØ2 og HØ3. Zn/Li forholdet (Figur 2) antyder at det er i hovedsak på stasjonene ved Høvringen (HØ1-4) at en har hatt en klar tilførsel av antropogent Zn.







Krom. Sedimentet på alle stasjoner kunne i 2001 klassifiseres som moderat forurenset med Cr (Tabell 2D). Tar en hensyn til at analysene i 2001 ble gjennomført etter fluss-syreoppslutning (dvs. konsentrasjonen er overestimert med en faktor på ca. 2.1-2.6 i forhold til salpetersyreoppslutning) vil sedimentet fra alle stasjoner klassifiseres som ubetydelig til lite forurenset med Cr. Analyse av sediment innsamlet fra HØ1 og HØ2 i 2001 etter salpetersyreoppslutning bekrefter dette (Tabell 2D). Cr/Li forholdet er av mindre interesse når sedimentet på alle stasjoner antas å ha et relativt lavt innhold av Cr. Cr/Li forholdet gir da heller ikke noen klare indikasjoner på tilførsel av antropogent Cr. De høyeste forholdstall ble imidlertid observert i sediment fra RO1 og HØ2 (Figur 2).

Nikkel. Sedimentet på alle stasjoner kunne i 2001 klassifiseres som moderat forurenset med Ni (Tabell 2). Tar en hensyn til at analysene i 2001 ble gjennomført etter fluss-syreoppslutning (dvs. konsentrasjonen er overestimert med en faktor på ca. 1.2-1.4 i forhold til salpetersyreoppslutning) vil sedimentet fra noen stasjoner muligens kunne klassifiseres som ubetydelig til lite forurenset med Cr (analyse etter salpetersyreoppslutning bekrefter dette for HØ1), men flertallet av stasjoner ville mest sannsynlig fremdeles bli klassifisert i tilstandsklasse II. Cr/Li forholdet varierer lite og gir derfor ikke noen klar indikasjon på tilførsel av antropogent Ni. De høyeste forholdstall ble imidlertid observert i sediment fra RO1 og HØ2 (Figur 2).

Metallkonsentrasjonene som er observert i sedimentet i denne undersøkelse er i hovedsak vesentlig lavere enn det som tidligere er observert i Trondheim havn (Koniczny og Juliussen, 1995). Særlig gjelder dette en stasjon innefor moloen i Ilabassenget og en stasjon i Nyhavna hvor det ble observert til dels svært høye verdier i 1995 og i noe mindre grad en stasjon ved Brattøra. Konsentrasjonen av As i sediment fra HØ2 og HØ3 og konsentrasjonen av Cr fra HØ 2 lå imidlertid i samme nivå som de høyeste konsentrasjoner som ble observert av Koniczny og Juliussen i 1995 i Trondheim havn.

**Tabell 2.** Metaller i sediment innsamlet i Trondheimsfjorden i 2001 (denne undersøkelse) og 1987 (Stokland, 1987). Data fra de enkelte stasjoner er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Ply=Pb, kadmium=Cd, kvikksølv=Hg, kobber =Cu, sink=Zn, krom=Cr, nikkel=Ni, sølv=Ag, arsen=As og litium=Li. Alle konsentrasjoner er oppgitt som µg/g t.v..

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig- lite forurenset		II. Moderat forurenset		III. Markert forurenset		IV. Sterkt forurenset	
	V. Meget sterkt forurenset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres					

S=analyseresultatene er basert på salpetersyreoppslutning. F= analyseresultatene er basert på fluss-syre oppslutning.

A

Metall årstall	Li 2001	Li 2001	Hg 1987	Hg 2001	Ag 2001	As 2001
Oppslutnings- metode	S	F	S	S	S	S
DI 1		34		0,026	<1	4,7
HØ 4		36	0,12	0,11	<1	7,3
HØ 1	12,6	21	0,21	0,19	<1	12,7
HØ 2	20,4	31	0,18	0,23	<1	30,3
HØ 3		35	0,19	0,11	<1	34,8
LH 3		30	0,18	0,061	<1	3,3
LH 2		31	0,29	0,12	<1	2,9
SF 3		26	0,13	0,039	<1	4,2
RO 1		23	0,07	0,051	<1	3,7
RO 2		35	0,07	0,11	<1	7,2
TR 14		30	0,13	0,061	<1	4,2
RA 1		25	0,18	0,069	<1	<1
RA 2		33	0,10	0,039	<1	4,7
SF 1		55	0,20	0,077	<1	10,7
SF 2		42	0,07	0,05	<1	6,1
Øvre grense for klasse I			0,15	0,15	0,3	20



(tabell 2 fortsettelse)

**B**

Metall årstall	Pb 1987	Pb 2001	Pb 2001	Cd 1987	Cd 2001	Cd 2001
Oppslutnings- metode	S	S	F	S	S	F
DI 1			17,6			0,06
HØ 4	43		39,7	0,08		0,07
HØ 1	190	27,8	40,3	1,4	0,291	0,33
HØ 2	194	47,4	70,5	0,7	0,095	0,14
HØ 3	108		64	0,22		0,11
LH 3	35		24,6	0,18		0,07
LH 2	36		29,3	0,1		0,07
SF 3	37		18,4	0,08		0,07
RO 1	17		21,1	0,08		0,07
RO 2	20		31,6	0,08		0,07
TR 14	25		19,9	0,24		0,25
RA 1	21		21	0,17		0,11
RA 2	18		22	0,14		0,08
SF 1	34		32,8	0,15		0,08
SF 2	23		24,7	0,09		0,08
Øvre grense for klasse I	30	30	30	0,25	0,25	0,25

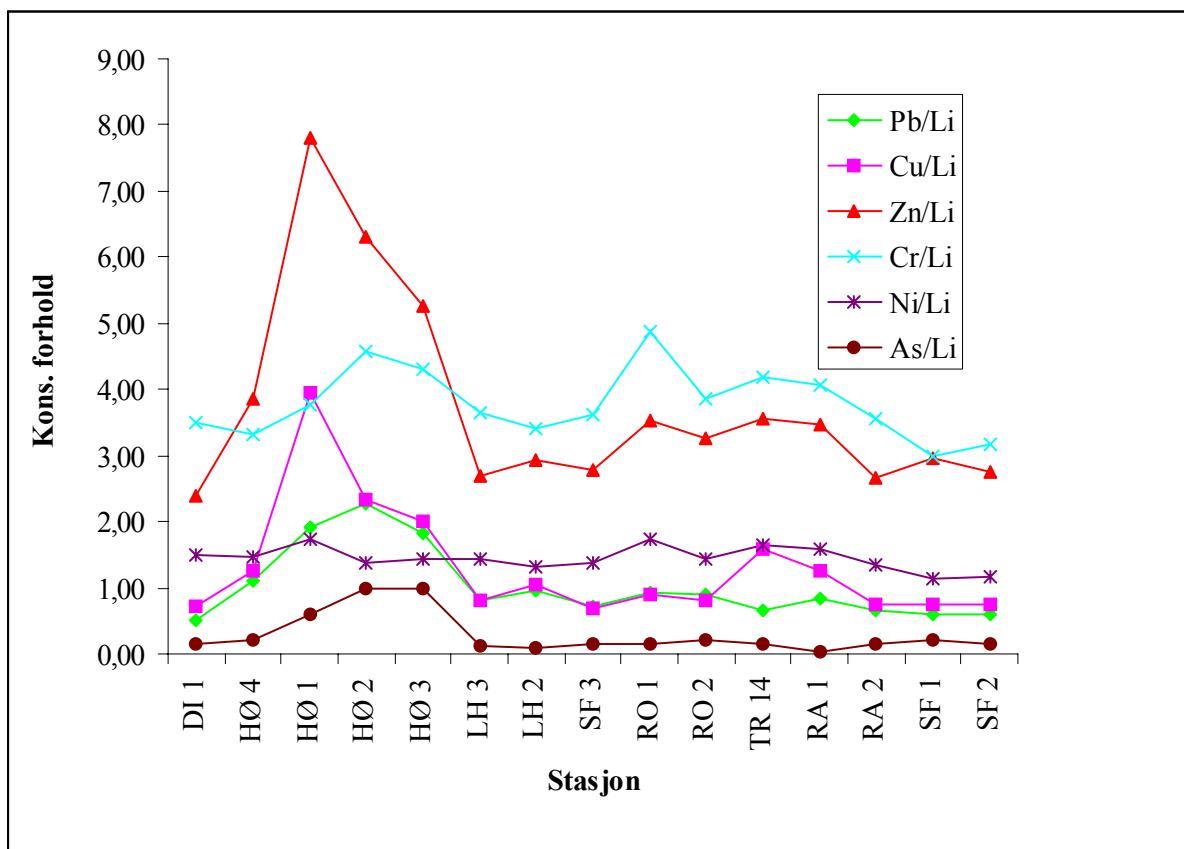
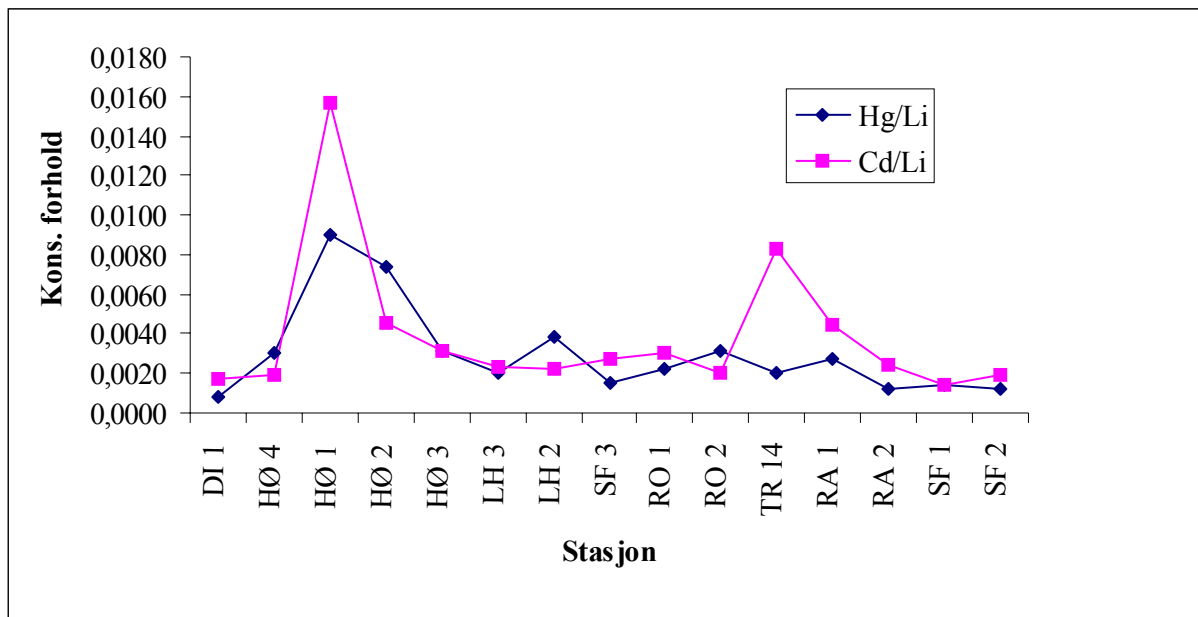
**C**

Stasjon	Cu 1987	Cu 2001	Cu 2001	Zn 1987	Zn 2001	Zn 2001
Oppslutnings- metode	S	S	F	S	S	F
DI 1			24			81
HØ 4	57		44,8	152		139
HØ 1	309	80	83	576	145	164
HØ 2	240	78	72	496	170	196
HØ 3	115		70,5	284		184
LH 3	52		23,9	127		81
LH 2	53		32,8	118		91
SF 3	35		17,7	102		72
RO 1	31		20,6	64		81
RO 2	31		28,2	65		114
TR 14	49		47,1	94		107
RA 1	35		31,5	78		87
RA 2	30		24,9	80		88
SF 1	56		40,8	153		163
SF 2	35		31,5	90		115
Øvre grense for klasse I	35	35	35	150	150	150

(tabell 2 fortsettelse)

**D**

Stasjon	Cr 1987	Cr 2001	Cr 2001	Ni 1987	Ni 2001	Ni 2001
Oppslutnings- metode	S	S	F	S	S	F
DI 1			119			51,1
HØ 4			119			52,8
HØ 1		36,8	79		25,7	36,3
HØ 2		55,2	142		34,9	42,2
HØ 3			151			50,1
LH 3	77		109	42		42,7
LH 2	59		106	36		41,1
SF 3			94			35,6
RO 1			112			40,2
RO 2			135			50
TR 14			126			49,3
RA 1			102			39,4
RA 2			117			44,8
SF 1			164			62
SF 2			133			49,4
Øvre grense for klasse I	70	70	70	30	30	30



**Figur 2.** Forholdet mellom konsentrasjon av 9 metaller (bly=Pb, kadmium=Cd, kvikksølv=Hg, kobber=Cu, sink=Zn, krom=Cr, nikkel=Ni, sølv=Ag, arsen=As) og litium (Li) i sediment.

### 3.2 Tinnorganiske forbindelser

Tributyltinn (TBT) benyttes som begroingshindrende middel på skip og er blant de giftigste stoffene som er introdusert til det marine miljø. I en rekke norske kystområder og spesielt i havner inneholder bunnsedimenter høye konsentrasjoner av TBT (Berge et al. 1997). I dette perspektivet må de konsentrasjoner som er observert i denne undersøkelse anses som relativt lave, og kun på tre stasjoner (en ved Høvringen og to ved Ranheim) var konsentrasjonsnivået så høyt at en sikker konsentrasjonsverdi kunne bestemmes (Tabell 3). Sedimentet på disse tre stasjoner HØ1, TR14, RA1) kunne karakteriseres som moderat forurenset med TBT.

På de øvrige 12 stasjoner ble det kun observert konsentrasjoner som lå under deteksjonsgrensen (1,22 µg TBT/kg t.v.) (Tabell 3). Deteksjonsgrensen var imidlertid bare såvidt over nedre grense for tilstandsklasse I (1 µg TBT/kg t.v.) og antyder at flertallet av disse tolv stasjoner ville falle inn i kategorien ubetydelig til lite forurenset med TBT.

Nedbrytningsprodukter av TBT ble kun positivt observert ved Ranheim (RA1) (Tabell 3). Nedbrytningsproduktene MBT og DBT utgjorde der en relativt stor andel av den totale mengde butyltinn og antyder en tilførsel som i vesentlig grad er av noe eldre dato. Dette til forskjell fra det som generelt ble observert i skjell fra Trondheimsområdet (Berge, 2002) hvor en antok at en betydelig del av den observerte TBT var tilført relativt nylig. Det ble kun observert trifenylytinn på en stasjon ved Ranheim (TR14).

De relativt lave konsentrasjoner av TBT som er observert i sediment i denne undersøkelse (3.4 µg TBT/kg t.v.) er vesentlig lavere enn det som tidligere er observert i Trondheim havn hvor 15 og 60 µg TBT/kg t.v. er observert i Ilabassenget og Nyhavna (Konieczny og Juliussen, 1995).

**Tabell 3.** Tinnorganiske forbindelser i sediment fra Trondheimsfjorden. Data fra de enkelte stasjoner er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Merk at konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) er oppgitt både på tinnbasis\* (vekten av tinnatomet alene) og som TBT\*\* (vekten av tinnatom+butylgrupper).

TBT=tributyltinn, DBT=dibutyltinn, MBT=monobutyltinn,  $\Sigma$ BT=TBT+DBT+MBT, TPhT=trifenylyltinn, DPhT=difenylyltinn, MPhT=monofenylyltinn.

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser for TBT i tabellen:

<1	I. Ubetydelig-lite forurenset	1-5	II. Moderat forurenset	5-20	III. Markert forurenset	20-100	IV. Sterkt forurenset
>100	V. Meget sterkt forurenset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres				

Komponenter/ Stasjoner	TBT**	TBT*	DBT	MBT	TPhT	DPhT	MPhT
DI 1	<1,22	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
HØ 4	<1,22	<0,50	i	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
HØ 1	3,416	1,4	i	i	<0,50	<0,50	<0,50
HØ 2	<1,22	<0,50	<1,0	<1,0	<0,50	<0,50	<0,50
HØ 3	<1,22	<0,50	i	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
LH 3	<1,22	<0,50	i	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
LH 2	<1,22	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
SF 3	<1,22	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
RO 1	<1,22	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
RO 2	<1,22	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
TR 14	2,2692	0,93	i	i	3,2	<0,50	3,2
RA 1	1,6836	0,69	2,3	1,8	<0,50	<0,50	<0,50
RA 2	<1,22	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
SF 1	<1,22	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
SF 2	<1,22	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Øvre grense for klasse I	1µg TBT/kg t.v.						
Enhet	µg TBT/kg t.v.	µg Sn/kg t.v.					

### 3.3 PCB og andre klororganiske forbindelser

Det ble observert lave konsentrasjoner av PCB i sedimentet. Sedimentet på alle de analyserte stasjoner kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset (Tabell 4). På ni av stasjonene lå konsentrasjonen av analyserte PCB kongenerer under deteksjonsgrensen (0.4 µg/kg t.v.) (se vedlegg G for en oversikt over alle analysedata for klororganiske forbindelser).

De lave konsentrasjoner av PCB som er observert i sediment på til dels relativt dypt vann (17-355 m) står i sterk kontrast til de høye konsentrasjoner som tidligere er observert nærmere land i Trondheims havneområde på dyp fra 6-10 m (Konieczny og Juliussen, 1995). Innenfor Ilamoloen observert Konieczny og Juliussen (1995) konsentrasjoner så høye som 63 µg/kg t.v og inne i Nyhavna

98.2µg/kg t.v. mens den høyeste konsentrasjonen som er observert i denne undersøkelse er under 5 µg/kg t.v. Dette tyder på at sterkt forurensede sedimenter i hovedsak befinner seg i havneområdet, men kan også i noen grad være en funksjon av at tilførslene har blitt redusert siden 1995. Forskjellen mellom havneområdet og stasjonene lenger ut i fjordområdet tyder på lokale kilder i havneområdet.







Konsentrasjonen av den i hovedsak industrirelaterte forbindelsen HCB var også lav på alle de undersøkte stasjoner (Tabell 4).

Forekomsten av nedbrytningsprodukter av plantevernmidlet DDT var sannsynligvis relativt lav på flertallet av stasjonene (Tabell 4). Deteksjonsgrensen i analysen og det forhold at DDT selv ikke ble analysert var imidlertid ikke tilstrekkelig til å avgjøre forurensningsgraden eksakt. TR14 (sannsynligvis og så LH2) var den eneste stasjonen der en med sikkerhet kan si at sedimentet var moderat forurenset. På de øvrige stasjoner lå de observerte konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (1 µg/kg t.v. for DDE+DDD). Under forutsetning av at den virkelige konsentrasjonen lå høyere enn halve deteksjonsgrensen og at DDT bidrar relativt lite til sum DDT (dvs DDT+DDE+DDD) har en i Tabell 4 antydnet at alle stasjoner var moderat forurenset med DDT.

Det er ingenting som tyder på at renseanlegget på Høvringen sprer klororganiske forbindelser som gir opphav til forhøyede konsentrasjoner i sedimentet.

**Tabell 4.** Konsentrasjonen av polyklorerte bifenyler ( $\Sigma\text{PCB}_7$ ), heksaklorbensen (HCB) og to nedbrytningsprodukter (diklordifenyldikloreten=DDE, diklordifenyldikloreten=DDD) av diklordifenyldikloreten (DDT) i sediment fra Trondheimsfjorden. Enheter:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  t.v..

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig-lite forurenset		II. Moderat forurenset		III. Markert forurenset		IV. Sterkt forurenset	
	V. Meget sterkt forurenset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifisere					

Stasjon	$\Sigma\text{PCB}_7$	HCB	DDE+ DDD
DI 1	<2,8	<0,20	<1
HØ 4	<2,8	<0,20	<1
HØ 1	1,46-3,46	0,21	<1
HØ 2	1,27-3,27	<0,20	<1
HØ 3	<2,8	<0,20	<1
LH 3	<2,8	<0,20	<1
LH 2	2,57-4,17	<0,20	0,45-1,05
SF 3	<2,8	<0,20	<1
RO 1	<2,8	<0,20	<1
RO 2	0,95-2,95	<0,20	<1
TR 14	3,9-4,7	0,26	0,65-1,25
RA 1	1,38-3,38	<0,20	<1
RA 2	1,6-3,6	<0,20	<1
SF 1	<2,8	<0,20	<1
SF 2	<2,8	<0,20	<1
Øvre grense for klasse I ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)	5	0,5	<0,5 <sup>1)</sup>

<sup>1)</sup>Grenseverdi gjelder for  $\Sigma\text{DDE}$ , DDD, DDT

### 3.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner og andre oljehydrokarboner

PAH stammer særlig fra forbrenning av kull og olje, men også fra oljesøl, veiforurensning og utslipp fra smelteverk. THC representerer et bredt spekter av ikke identifiserte komponenter (i hovedsak fra C12-C35, blant annet lettere aromater, rettkjedede, forgrenede og sykliske alkaner) som kan utgjøre en vesentlig del av ulike kommersielle oljeprodukter.

De høyeste konsentrasjoner av PAH ble observert nær Høvringen (HØ1, HØ2, HØ3) og ved Lade (LH2), og sedimentet på disse fire stasjoner kunne klassifiseres som markert forurenset med PAH (Tabell 5). Dette er de samme stasjoner der det under innsamlingen av sedimentet ble gjort visuelle observasjoner av olje (se vedlegg B). På de øvrige stasjoner kunne sedimentet karakteriseres som moderat forurenset med PAH. PAH utgjorde lite i forhold til den totale mengde hydrokarboner (THC) i sedimentet (Tabell 5). Se vedlegg H for en oversikt over alle analysedata for enkeltforbindelser av PAH.

I likhet med PAH var konsentrasjonen av enkeltforbindelsen benzo(a)pyren også høy i sediment nær Høvringen (HØ1, HØ2) og ved Lade (LH2) og sedimentet kunne karakteriseres som sterkt forurenset med benzo(a)pyren på disse tre stasjoner.

De laveste konsentrasjoner av PAH og enkeltforbindelsen benzo(a)pyren ble observert i sediment fra områdets vestre del (DI1) og østlige del (RA2, SF1, SF2) (Tabell 5). Både resultatene fra analyse av PAH og benzo(a)pyren antyder en har en PAH-kilde i nærheten av Høvringen og Lade. Undersøkelser av PAH i blåskjell (Berge, 2002) tyder også på at PAH forekommer i overkonsentrasjoner i enkelte områder i nærheten av Trondheim (særlig i Fagervika).

Den laveste konsentrasjoner av oljehydrokarboner (THC) ble observert ved Digermulen (42 µg/g t.v.) og den høyeste (889 µg/g t.v.) i området ved Høvringen (HØ2) (Tabell 5). THC inngår ikke i SFTs klassifisering. Ut fra erfaringene i Nordsjøen (Zevenboom et al. 1993) er et konsentrasjonsnivå tilsvarende det en har ved Digermulen neppe tilstrekkelig til å gi vesentlige effekter på artsdiversiteten i bløtbunnsamfunn, men kan gi effekter på enkeltarter. Ved konsentrasjoner over 100 µg/g t.v. må en imidlertid forvente moderate til betydelig effekter også på artsdiversitet. Dette betyr at artsdiversiteten på ca. halvparten av stasjonene kan være redusert pga. forekomst av hydrokarboner i sedimentet. Bløtbunnsundersøkelsene (Rygg 2002) vil avklare dette nærmere.

Den høyeste PAH konsentrasjon som ble observert i denne undersøkelse var 3750 µg/kg t.v. dvs. sedimentet kunne karakteriseres som sterkt forurenset. Konsentrasjonsnivået som er observert er likevel til dels klart lavere enn det som tidligere er observert i Trondheim havn (Konieczny og Juliussen, 1995) hvor konsentrasjoner på 11845 og 22482 µg/kg t.v. ble observert i sediment fra henholdsvis Ilabassenget og Nyhavna mens en i havnen ved Brattøra observerte konsentrasjoner som lå i samme nivå som de høyeste i foreliggende undersøkelse (2883 µg/kg t.v.).







Forskjellen mellom havneområdet og stasjonene lenger ut i fjordområdet tyder på lokale kilder i havneområdet. De relativt høye konsentrasjoner av PAH som ble observert i området utenfor Høvringen tyder imidlertid også på at en i tillegg kan ha en lokal kilde i dette området. Dette kan antas å ha sammenheng med tankanlegget og oljeterminalen som ligger mellom Ilsvika og Høvringen renseanlegg, der det stadig observeres oljesøl på sjøen ved oljeterminalen. Forbrenning utendørs av oljeprodukter, med sotnedfall, foregår også ved Høvringen renseanlegg som ledd i brannvernøvelser.



**Tabell 5.** Polysykliske aromatiske hydrokarboner og oljehydrokarboner i sediment innsamlet i Trondheimsfjorden 2001. Data fra de enkelte stasjoner er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær, et al.1997).

$\Sigma$ PAH=summen av en rekke enkeltforbindelser, THC=total mengde oljehydrokarboner

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig-lite forurenset		II. Moderat forurenset		III. Markert forurenset		IV. Sterkt forurenset
	V. Meget sterkt forurenset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres				

Stasjon	$\Sigma$ PAH <sup>1)</sup> 2001	Benzo(a)pyren 2001	THC 2001
DI 1	308,1	14	42
HØ 4	1073,8	71	121
HØ 1	3263,8	211	889
HØ 2	3750,1	269	157
HØ 3	2269,9	143	102
LH 3	1618,3	131	463
LH 2	2772,9	313	97
SF 3	1832,5	147	i.a. <sup>2)</sup>
RO 1	788,1	63	64
RO 2	859,3	69	134
TR 14	1439,5	102	433
RA 1	1147,1	68	296
RA 2	330,6	18	74
SF 1	644,4	26	240
SF 2	563,5	23	148
Øvre grense for klasse I (µg/kg t.v.)	300	10	
Enhet	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/g t.v.

1) Innbefatter analyse av følgende komponenter: Acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, 1-metylfenantren, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, trifenylene, benzo(b+j,k)fluoranten, benzo(e)pyren, benzo(a)pyren, perylen, indeno(1,2,3cd)pyren, dibenz(a,c/a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

2) ikke analysert pga. lite prøvemateriale

## 4. Sammenfattende kommentarer og konklusjoner

Totalt sett kan en konkludere med at sedimentet fra stasjoner undersøkt i 2001 var ubetydelig til moderat forurenset med metaller og TBT og ubetydelig forurenset med PCB og HCB (Tabell 6). Observerte nivåer må sies å være relativt lave i forhold til det som ofte observeres i havneområder og bynære omgivelser (Konieczny og Juliussen, 1995). Særlig positivt er observasjonene av relativt lave nivåer av TBT og PCB. Mer bekymringsfullt er imidlertid sedimentenes høye innhold av PAH, benzo(a)pyren (moderat til sterkt forurenset) (Tabell 6) og muligens også oljehydrokarboner.

Norske renseanlegg er primært konstruert for å fjerne partikler og næringssalter fra kommunalt avløpsvann. Innløpsvannet til renseanlegg består av en blanding av kommunal kloakk, overvann fra veier og tette flater (urban avrenning), industri- og prosessvann samt innlekket grunnvann. Innløpsvannet vil derfor kunne inneholde stoffer (også miljøgifter) som renseanleggene ikke er bygget for å fjerne, og disse vil delvis følge vannstrømmen rett gjennom anleggene, delvis overføres til slammet som taes ut.

Et sentralt spørsmål er om eventuelle observasjoner av dårlige miljøforhold i Trondheimsfjorden kan knyttes til dagens utslipp av avløpsvann fra Høvringen. Dersom en observerer høyere konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentet i nærheten av utslippspunktet i forhold til områdene lenger unna, vil dette være en indikasjon på en påvirkning fra Høvringen. Det kan imidlertid også være andre forklaringer.

Vest i undersøkelsesområdet ved Digermulen (DI1) (dvs. oppstrøms hovedstrømretningen i fjorden) var sedimentet i hovedsak ubetydelig til lite forurenset med metaller og organiske forbindelser. Lenger øst ved Høvringen (HØ1-3) observerte en sediment som i hovedsak var noe mer belastet med metaller (moderat forurenset) mens stasjonene vest for Høvringen viser igjen noe lavere konsentrasjoner. En har altså noe høyere konsentrasjoner av de fleste metaller på stasjoner nær utslippet fra Høvringen enn på mer fjerntliggende stasjonene. Det positive i situasjonen er imidlertid at metallkonsentrasjonene var lavere enn det som tidligere er observert på samme sted (Stokland 1987). Isolert sett kunne resultatene tyde på en svak, men over tid avtagende metallpåvirkning i Høvringenområdet. Forhøyede metallkonsentrasjoner ved Høvringen og i nærliggende områder som Ilsvika, har imidlertid tidligere vært tillagt utslipp fra nærliggende gruveindustri. En alternativ forklaring er at de forhøyede konsentrasjonene ved Høvringen ikke skyldes utslipp fra renseanlegget, men i hovedsak er et resultat av tidligere utslipp fra gruveindustri. Konsentrasjonsreduksjonen som er observert siden 1987 skyldes i så fall mest sannsynlig overdekking av tidligere forurenset materiale ved sedimentering med nytt uforurenset eller lite forurenset materiale. Sistnevnte forklaring impliserer også at eventuelle utslipp av metaller fra renseanlegget i perioden 1987-2001 ikke har hatt noen avgjørende betydning for metallinnholdet i sedimentet. Uansett hvilken forklaring som er riktig og under forutsetning av at renseanlegget drives som det har vært gjort de senere år (dvs. ingen økning i utslipp av metaller) er det lite trolig at en i fremtiden skulle få noen oppbygging av høyere metallkonsentrasjoner enn de som ble observert i 2001.

Det ble i hovedsak observert lave konsentrasjoner av det begroingshindrende middelet TBT i sedimentet i hele området. De høyeste konsentrasjoner ble observert på relativt grunne stasjoner (17-50 m) ved Høvringen (HØ1) og Ranheim (RA1 TR14) og kan tyde på en liten lokal tilførsel til sedimentet der. På de øvrige dypere stasjoner (107-355 m) ser det ikke ut til å være noen videre oppbygning av TBT i sedimentene. Hovedtilførselen av TBT til akvatisk miljø antas i dag å være fra skip eventuelt også noe fra ulovlig bruk på småbåter, muligens også fra oppvirvling/utløsning fra forurensede sedimenter. Tilførsler av TBT til akvatisk miljø fra kommunale renseanlegg er imidlertid kjent fra Sveits (Fent, 1996). Erfaringer vedrørende TBT i renseanlegg fra utenlandsk litteratur kan

imidlertid ikke overføres direkte til våre forhold. Som utgangspunkt kan vi ikke regne med at norske mekaniske eller mekanisk-kjemiske renseprosesser fjerner TBT fra vannet mer effektivt enn de biologiske prosessene som ofte brukes utenlands. Den svakt forhøyede TBT-konsentrasjonen som er observert i sedimentet på HØ1 kan skyldes utslipp fra renseanlegget ved Høvringen, eller fra skip som anløper oljeterminalen like ved, mens observerte konsentrasjoner på RA1 og TR14 sannsynligvis har andre årsaker. Konsentrasjonen av TBT i skjell fra hele området var relativt høyt (markert forurenset) (Berge 2001). Også i sedimenter fra selve havnebassenget har det vært observert betydelig TBT forurensning (Koniczny og Juliussen, 1995). Dette tyder på at det først og fremst er overflatelaget og havneområdene som er påvirket.

For noen av de organiske miljøgiftene var det en tendens til at sedimentene ved Høvringen og til dels fra Lade var mest forurenset (Tabell 6). Konsentrasjonsnivået av klororganiske forbindelser (særlig PCB og HCB) var allikevel lavt på alle stasjoner og tyder på at eventuelle utslipp av slike forbindelser fra Høvringen renseanlegg er begrenset og gir ikke opphav til forhøyede konsentrasjoner i sediment på dypt vann. Resultatene står i sterk kontrast til de relativt høye konsentrasjoner av PCB som tidligere er observert i sediment i Trondheim havnebasseng (Koniczny og Juliussen, 1995).

De relativt høye verdier av PAH i sediment, som ble observert ved Høvringen (særlig LH 1 og LH 2) kan tyde på at en har en tilførsel fra renseanlegget. Områder som var markert eller sterkt forurenset av PAH og b(a)p var imidlertid ikke bare knyttet til Høvringen, men også til områder nærmere byen (eksempelvis Lade, LH2). De observerte THC-konsentrasjonene var også høyest ved Høvringen (HØ1) og Lade (LH3) men for denne parameteren så en også noe høye konsentrasjoner ved Ranheim (TR 14). Resultatene indikerer dermed at utslipp fra renseanlegget ved Høvringen tilfører nærområdet PAH-forbindelser og oljehydrokarboner men at dette sannsynligvis ikke er den eneste kilden av betydning i området. En mulig betydelig kilde i dette området er oljeterminalen ved Høvringen og utendørsforbrenningen av oljeprodukter i forbindelse med øvingsstasjonen for brannvern ved Høvringen.

Som nevnt ovenfor så tilføres PAH og oljehydrokarboner til miljøet fra mange kilder, særlig i et bynært område. Innholdet av PAH i blåskjell var høyest på stasjonen (Fagervika) nærmest Høvringen (Berge, 2001). Det er lite sannsynlig for at vann fra Høvringen skal nå overflatelaget (Mørk 2000). Det er derfor også lite trolig at de høye PAH-verdiene i skjell fra Fagervika skyldes utslipp fra Høvringen (Berge 2001). Det er derimot mer sannsynlig at utslipp fra Høvringen kan være en medvirkende årsak til de forhøyede konsentrasjoner av PAH en har i sediment nær Høvringen. Resultatene gir allikevel ingen entydig svar på om de dårlige miljøforholdene kan knyttes til utslipp av PAH i avløpsvann fra Høvringen. Mest sannsynlig har en flere mer eller mindre diffuse PAH-kilder i området som påvirker sedimentet, bl.a. det som er nevnt ovenfor.

Totalt antyder dataene at en for flertallet av de analyserte parametere har et noe dårligere miljøtilstand i området nær Høvringen enn i området forøvrig (Tabell 6). Utslipp fra renseanlegget kan være en årsak til dette. Det er imidlertid også andre forklaringsmodeller som for enkelte parametergrupper (metaller) er mer sannsynlige (tidligere utslipp fra gruveindustri).

**Tabell 6.** Sediment fra stasjoner i Trondheimsfjorden klassifisert i tilstandsklasser (I-V) ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær, et al.1997). Klassifiseringen er gjort etter sedimentenes innhold av metaller og organiske miljøgifter. Stasjonene i tabellen er organisert fra vest (DI1) til øst (SF2). HØ1 ligger nærmest renseanlegget ved Høvringen.

I. Ubetydelig-lite forurenset	II. Moderat forurenset	III. Markert forurenset	IV. Sterkt forurenset	V. Meget sterkt forurenset
-------------------------------	------------------------	-------------------------	-----------------------	----------------------------

Parameter	Stasjon (dyp i m)														
	DI 1 (130)	HØ 4 (197)	HØ 1 (50)	HØ 2 (118)	HØ 3 (195)	LH 3 (190)	LH 2 (120)	SF 3 (355)	RO 1 (120)	RO 2 (207)	TR14 (17)	RA 1 (50)	RA 2 (120)	SF 1 (214)	SF 2 (107)
<b>Hg</b>	I	I	II	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
<b>As</b>	I	I	I	II	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
<b>Pb</b>	I	II	II	II	II	I	I	I	I	II	I	I	I	II	I
<b>Cd</b>	I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
<b>Cu</b>	I	II	II	II	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
<b>Zn</b>	I	I	II	II	II	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I
<b>Cr</b>	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II
<b>Ni</b>	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II
<b>TBT</b>	I-II	I-II	II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	II	II	I-II	I-II	I-II
<b>PCB</b>	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
<b>HCB</b>	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
<b>DDT</b>	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	I-II	II	I-II	I-II	I-II	I-II
<b>PAH</b>	II	II	III	III	III	II	III	II	II	II	II	II	II	II	II
<b>B(a)p</b>	II	III	IV	IV	III	III	IV	III	III	III	III	III	II	II	II

## 5. Referanser

- Berge, J. A., Berglund, L., Brevik, E. M., Følsvik, N., Green, N., Knutzen, J., Konieczny, R. & Walday, M., 1997. Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. A summary report. Norwegian State Pollution Monitoring Program Report no. 693/97, TA-no. 1437/1997.
- Berge, 2001. Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001. Miljøgifter i grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blåskjell (*Mytilus edulis*). NIVA-rapport nr. 4610, 27s.
- Fent, K., 1996. Organotin compounds in municipal wastewater and sewage sludge: contamination, fate in treatment process and exotoxicological consequences. The Science of the Total Environment 185, 151-159.
- Konieczny, R. og Juliussen, A., 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. Rapport 587/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3275, 185 s.
- Loring, D.H., 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. ICES J. mar Sci., 48, 101-115.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. SFT. 36 s.
- Mørk, G. 2000. Innlagring av utslipp fra diffusoren ved Høvringen renseanlegg. OCNR-20013, 17s
- Niemistö, L. (1974). A gravity corer of studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr.Helsinki, 238, 33-38.
- Nordås, 1991. Tungmetaller i bunnsediment ved utløpet av Nidelva. Trondheim kommune, Næringsmiddelkontrollen rapport nr. 10/91.
- OCEANOR, 2000. Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden, Tilbud nr. OCT T-20008 av 28/7-2002, 43s+vedlegg.
- Rygg, B., 2002. Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001. Bløtbunnsfauna. NIVA-rapport nr. 4608, 41s.
- Skei, J., 1983. Trondheimsfjorden 1981. Delrapport III. Sedimentundersøkelser. NIVA-rapport nr. 1540, 26s.
- Stokland, Ø., 1987. Resipientundersøkelse for Trondheimsfjorden. Resultater fra analysen av sedimentene. Delrapport nr. 2. OCEANOR (OCN 87036), 35 s.
- Thendrup, A., Stokland, Ø. Og Tangen, K., 1988. Resipientundersøkelse for Trondheim, Hovedrapport. OCEANOR rapport OCN 88077, 178s.
- Zevenboom, W., Robson, M., Massie, L. and Reiersen, L.O., 1993. Environmental effects of offshore mining discharges; a contribution to the 1993 quality status report of the North Sea..

## Vedlegg A. Posisjoner for de enkelte stasjoner

Posisjon og dyp for stasjoner prøvetatt 10-16 august 2001. Stasjonene er rangert fra vest (DI1) mot øst (SF2).

Stasjons navn	Posisjon N	Posisjon E	Dyp (m)
DI1	63°27.3 N	10°17.6 E	130
HØ4	63°27.3 N	10°20.4 E	197
HØ1	63°26.7 N	10°20.7 E	50
HØ2	63°26.8 N	10°21.3 E	118
HØ3	63°27.1 N	10°21.4 E	195
SF3	63°28.4 N	10°25.1 E	355
LH2	63°27.5 N	10°26.3 E	120
LH3	63°27.8 N	10°26.4 E	190
RO1	63°27.4 N	10°28.8 E	120
RO2	63°27.8 N	10°28.8 E	207
TR14	63°25.9 N	10°32.0 E	17
RA1	63°26.3 N	10°32.3 E	50
RA2	63°27.7 N	10°35.0 E	120
SF1	63°28.7 N	10°35.4 E	214
SF2	63°27.9 N	10°43.9 E	107

## Vedlegg B. Beskrivelse av sedimentprøver

Beskrivelsen er basert på hovedinntrykk fra både corer og grabbprøver på lokaliteten.

Stasjon	Dato	Antall corerprøver tatt	Sediment	Lukt
DI1	14.08.2001	3 ok (+ 1 bom/steinbunn)	Fint, grått sediment	Ingen
HØ4	14.08.2001	3 ok	Noe lysere sediment, fint og kompakt, med enkelte svarte "flekker".	Ingen
HØ1	14.08.2001	3 ok	Svartere leire med grå felter. Bløt, brun overflate med oljeflekker.	Svak H <sub>2</sub> S-lukt.
HØ2	14.08.2001	3 ok	Mørk grå leire, fin. Synlig olje.	"Sjølukt"
HØ3	14.08.2001	3 ok	Tung, kompakt, mørk grå leire. Svært mye synlig olje i flere av grabbene, men også en grabb uten...	Oljelukt på de fleste av grabbhuggene.
SF3	14.08.2001	1 ok, tre bomskudd - avbrutt pga tidsmangel.	"Vanlig" sediment.	Ingen
LH1	10.08.2001	3 stk ok	Fin grå leire	Ingen
LH2	10.08.2001	3 stk ok	Fin, kompakt grå leire	Ingen
LH3	15.08.2001	3 ok	"Vanlig" leire, mye liv!	Ingen
RO1	16.08.2001	3 ok	Ordinært.	Ingen
RO2	16.08.2001	3 ok	Normalt!	Ingen
TR14	16.08.2001	3 ok (+ 3 bom)	Treflis nederst, mørkere sediment over, lys bløt masse øverst.	H <sub>2</sub> S-lukt i alle prøvene
RA1	16.08.2001	3 ok	Endel stein i sed., ellers "normalt"	Ingen
RA2	15.08.2001	3 ok	Grått sediment.	Ingen
SF1	15.08.2001	3 ok	Tung, fin leire	Ingen
SF2	15.08.2001	3 ok	Høyst ordinært sediment!	Ingen

## Vedlegg C. Analysemetoder - støtteparametere

Parameter	Oppslutningsmetode etc.	Analysemetode
Prosent tørrstoff (TT %)	(B3) Tørrstoffinnholdet bestemmes ved at en kjent mengde prøve tørkes <sup>1)</sup> til tørrhet (konstant vekt) ved 105 °C, og den gjenværende rest veies.	Gravimetri. Følgende instrumentering er benyttet: Thermaks 4115 varmeskap (NIVA interne analysemetode E B 3)
Partikkelstørrelse (fraksjon <64 µm)	Frysetøking, tørrsikting	Gravimetri
TOC, TN	(G6) Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N <sub>2</sub> -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N <sub>2</sub> - og CO <sub>2</sub> -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program.	Gasskromatograf med varmetrådsdetektor. Følgende instrumentering er benyttet: Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS. (NIVA interne analysemetode G 6)



## Vedlegg D. Analysemetoder - metaller

### B:Metaller

Parameter	Oppslutningsmetode etc.	Analysemetode og instrumentering
Li, Cd, Pb, Cu, Zn Ni, Cr	<u>Fluss-syreoppslutning</u> . Analyse med atomabsorpsjon (grafittovn). Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes kongevann og fluss-syre. 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 fortyndes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen.	Atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn. Følgende instrumentering er benyttet: Mikrobølgeovn Whirlpool AWM 215, 1000 W, med Nordic Ware trykkoker for mikrobølgeovn. Teflonbomber LORRAN 20 PTFE, volum 20 ml (NIVA interne analysemetode E 10-2).
Pb, Cd, Cr	<u>Salpetersyreoppslutning</u> 10 - 60 µl prøve konserverert med salpetersyre, overføres til et grafittør 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 elektrodøse 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.	Atomabsorpsjon (grafittovn) Følgende instrumentering er benyttet: Perkin-Elmer Atomabsorpsjons-spektrometer 4100 ZL, tilkoblet P-E autosampler AS 40 og Epson LX-850 printer. ED-lampene brukes sammen med et P-E EDL power supply (NIVA interne analysemetode E 2-2).
Cu,	<u>Salpetersyreoppslutning</u> . En passende mengde prøve (20-50 µl), konserverert med salpetersyre, overføres til et grafittør 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 elektrodøse 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.	Atomabsorpsjon (grafittovn). Følgende instrumentering er benyttet: Perkin-Elmer atomabsorpsjons-spektrometer AAnalyst 700, tilkoblet grafittovn av typen HGA og prøveveksler AS 800. Instrumentet styres med Dell Pentium 2 PC, og resultater skrives ut på en Laserjet 1100. (NIVA interne analysemetode E 2-5).

## Vedlegg D (fortsettelse)

<b>Parameter</b>	<b>Oppslutningsmetode etc.</b>	<b>Analysemetode og instrumentering</b>
Zn, Ni, Li	<u>Salpetersyreoppslutning.</u> Prøver suges inn i en luft/acetylen - lystgass/acetylen flamme hvor elementene atomiseres. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes. Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Når lyset passerer gjennom den atomiserte prøven, absorberes det selektivt av dette elementets atomer. Konsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.	Atomabsorpsjon – atomisering i flamme Følgende instrumentering er benyttet: Perkin-Elmer Model 560. (NIVA interne analysemetode E 1).
As, Ag	<u>Salpetersyreoppslutning</u>	ICP
Hg	<u>Salpetersyreoppslutning.</u> Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampeteknikk skal kunne benyttes. Når reduksjonsmiddelet ( $\text{SnCl}_2$ ) blandes med prøven blir det ioniske kvikksølv omformet til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølvet til spektrofotometeret. En fordel med denne teknikken er den gode separasjonen av analytten fra matrisen, slik at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale. Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgameringsystem.	Atomabsorpsjon (kalddamp) Følgende instrumentering er benyttet: Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosampler og P-E amalgamsystem (NIVA interne analysemetode E 4-3).

## Vedlegg E. Analysemetoder - Organiske og metallorganiske forbindelser

Parameter	Oppslutningsmetode etc.	Analysemetode
Tinnorganiske forbindelser	Prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsnings-midler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og oppkonsentreres.	Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon, GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås, og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden. Følgende instrumentering er benyttet: Hewlett Packard 5890 Series II gass kromatograf med HP 7673 autoinjektor og HP 5921 A atomemisjons-detektor (NIVA interne analysemetode E 14-1).
PCB andre industri- og landbruks relaterte klororganiske forbindelser	Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer.	Ekstraktet analyseres til slutt ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD <sup>2)</sup> . De klor-organiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. Følgende instrumentering er benyttet: Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD) (NIVA interne analysemetode H 3-3).
PAH	Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Ekstraktet gjennomgår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer.	Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/FID eller GC/MSD <sup>3)</sup> . PAH identifiseres med FID ut fra retensjonstider og med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder. Følgende instrumentering er benyttet: Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autosampler 7673. Systemet er utstyrt med HD modell 5970 B masseselektiv detektor, og kolonne HD HP-5 MS 30 m x 0.25 mm i.d. x 0.25 µm. (NIVA interne analysemetode H 2-3).

## Vedlegg E (fortsettelse)

Parameter	Oppslutningsmetode etc.	Analysemetode
THC	<p>Sedimentprøve, 2-10 g våtvekt, veies ut i et større sentrifugerør med glasspropp og tilsettes en bestemt mengde C<sub>40</sub> som i.s. Det tilsettes n-pentan:metanol (1:1) og prøven ristes i 30 min. på ristemaskin for ekstraksjon av mineraloljeforbindelser. Prøven sentrifugeres og klarfasen overføres til skilletrakt. Ekstraksjonen gjentas 3 ganger. Det samlede ekstraktet tilsettes likt volum MilliQ-vann og den vandige fasen tappes av og kastes. N-Pentanfasen tilsettes aktivert kobberpulver for S-fjerning og behandles med florasil for fjerning av polare forbindelser. Ekstraktet blir deretter inndampet til lite volum før analyse.</p> <p>Det opparbeides også en blindprøve på samme måte som for prøven.</p>	<p>Det benyttes gasskromatograf med FID til analyse. Kvantifisering foretas ved å sammenlikne det totale topparealet i området C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub> med arealet og konsentrasjonen for i.s. For kalibrering benyttes Esso Marine Special bunkersolje.</p> <p>Gasskromatogrammet kan eventuelt ut fra alkanfordelingen gi informasjon om hvilket mineraloljeprodukt prøven inneholder og om oljen er fersk eller nedbrutt.</p>

**Vedlegg F. Metall/Li forhold**

	Hg/Li	Pb/Li	Cd/Li	Cu/Li	Zn/Li	Cr/Li	Ni/Li	As/Li
DI 1	0,0008	0,52	0,0018	0,71	2,38	3,50	1,50	0,14
HØ 4	0,0031	1,10	0,0019	1,24	3,86	3,31	1,47	0,20
HØ 1	0,0090	1,92	0,0157	3,95	7,81	3,76	1,73	0,60
HØ 2	0,0074	2,27	0,0045	2,32	6,32	4,58	1,36	0,98
HØ 3	0,0031	1,83	0,0031	2,01	5,26	4,31	1,43	0,99
LH 3	0,0020	0,82	0,0023	0,80	2,70	3,63	1,42	0,11
LH 2	0,0039	0,95	0,0023	1,06	2,94	3,42	1,33	0,09
SF 3	0,0015	0,71	0,0027	0,68	2,77	3,62	1,37	0,16
RO 1	0,0022	0,92	0,0030	0,90	3,52	4,87	1,75	0,16
RO 2	0,0031	0,90	0,0020	0,81	3,26	3,86	1,43	0,21
TR 14	0,0020	0,66	0,0083	1,57	3,57	4,20	1,64	0,14
RA 1	0,0028	0,84	0,0044	1,26	3,48	4,08	1,58	0,04
RA 2	0,0012	0,67	0,0024	0,75	2,67	3,55	1,36	0,14
SF 1	0,0014	0,60	0,0015	0,74	2,96	2,98	1,13	0,19
SF 2	0,0012	0,59	0,0019	0,75	2,74	3,17	1,18	0,15

## Vedlegg G. Rådata for analyse av klororganiske forbindelser

Konsentrasjoner er oppgitt som µg/kg t.v. sediment

Komponent	DI 1	HØ 4	HØ 1	HØ 2	HØ 3	LH 3	LH 2	SF 3
PCB 28*	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 52*	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 101*	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 118*	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	0,41	<0,40
PCB 105	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 153*	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 138*	<0,40	<0,40	0,87	0,8	<0,40	<0,40	1,3	<0,40
PCB 156	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 180*	<0,40	<0,40	0,59	0,47	<0,40	<0,40	0,86	<0,40
PCB 209	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Sum PCB <sup>1)</sup>	0	0	1,46	1,27	0	0	2,57	0
Sum PCB <sub>7</sub> <sup>1)2)</sup>	0	0	1,46	1,27	0	0	2,57	0
Penta-klorbenzen	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Alfa-hexaklorcyclohexane	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Hexaklorbenzen	<0,20	<0,20	0,21	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Gaa-hexaklorcyclohexane	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Oktaklorstyren	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
4,4-DDE	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	0,45	<0,40
4,4-DDD	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60

- 1) Kun komponentert med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen er tatt med.
- 2) Sum PCB<sub>7</sub> = summen av 7 enkeltforbindelser (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)

## Rådata for analyse av klororganiske forbindelser (fortsettelse)

Komponent	RO 1	RO 2	TR 14	RA 1	RA 2	SF 1	SF 2
PCB 28*	<0,40	<0,40	1,1	0,76	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 52*	<0,40	<0,40	0,78	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 101*	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 118*	<0,40	<0,40	0,56	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 105	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 153*	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 138*	<0,40	0,54	0,88	0,62	0,76	<0,40	<0,40
PCB 156	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
PCB 180*	<0,40	0,41	0,58	<0,40	0,4	<0,40	<0,40
PCB 209	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Sum PCB <sup>1)</sup>	0	0,95	3,9	1,38	1,16	0	0
Sum PCB <sub>7</sub> <sup>1)2)</sup>	0	0,95	3,9	1,38	1,16	0	0
Penta-klorbenzen	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Alfa-hexaklorcyclohexane	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Hexaklorbenzen	<0,20	<0,20	0,26	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Gaa-hexaklorcyclohexane	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Oktaklorstyren	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
4,4-DDE	<0,40	<0,40	0,65	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
4,4-DDD	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60

1) Kun komponentert med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen er tatt med.

2) Sum PCB<sub>7</sub> = summen av 7 enkeltforbindelser (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)

## Vedlegg H. Rådat for analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner i sediment

Konsentrasjoner oppgitt som µg/kg t.v.

	DI 1	HØ 4	HØ 1	HØ 2	HØ 3	LH 3	LH 2	SF 3
Naftalen	11	26	57	42	102	34	50	114
2-etylnaftalen	6,3	11	18	15	41	5,7	19	37
1-etylnaftalen	5,3	11	14	10	30	14	14	39
Bifenyl	<2	10	30	13	106	<2	5,5	43
2,6-Dietylnaftalen	5,2	6	16	8,9	31	5,3	6,5	17
Acenaftylen	<2	3,3	5,1	11	33	19	31	66
Acenaften	3,3	5,8	10	8,8	6,9	3,2	4,2	3,7
2,3,5-Trietylnaftalen	<2	3,3	4,9	3,4	6	5,1	7,7	5,9
Fluoren	4,8	8,2	20	21	18	10	13	16
Fenantren	23	41	77	173	80	37	40	11
Antracen	6,6	17	36	62	42	32	35	18
1-etylfeantren	6,1	11	19	25	13	13	13	5,9
Fluoranten	43	125	229	507	266	202	218	208
Pyren	33	117	564	431	253	187	237	234
Benz(a)antracen	18	64	197	292	178	172	311	147
Chrysen+trifenylen	21	68	214	273	137	108	210	107
Benzo(b+j,k)fluoranten	50	162	495	532	258	250	536	277
Benzo(e)pyren	14	76	301	265	135	103	197	99
Benzo(a)pyren	14	71	211	269	143	131	313	147
Perylen	20	40	62	78	60	52	96	57
Indeno(1,2,3cd)pyren	9,4	68	202	205	93	71	150	62
Dibenz(a,c/a,h)antracen	2,1	3,2	9,8	78	36	25	46	16
Benzo(ghi)perylen	12	126	472	427	202	139	220	102



(fortsettelse av vedlegg H)

	RO 1	RO 2	TR 14	RA 1	RA 2	SF 1	SF 2
Naftalen	33	13	26	44	9,2	17	28
2-etylnaftalen	13	6,7	9,3	25	4,2	7,6	10
1-etylnaftalen	12	6,9	6,5	19	3,5	6,1	12
Bifenyl	2,9	<2	<2	3	<2	3,7	<2
2,6-Dietylnaftalen	5,5	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Acenaftalen	9,6	3,6	<2	8,9	<2	<2	<2
Acenaften	2,5	<2	<2	3,8	<2	<2	<2
2,3,5-Trietylnaftalen	2,4	2	<2	2,5	<2	<2	<2
Fluoren	6,6	3,7	9,7	7,9	<2	<2	<2
Fenantren	30	21	80	45	10	17	16
Antracen	11	9,4	25	20	5,4	9,9	8,2
1-etylfeantren	4,8	<2	17	12	<2	5,5	<2
Fluoranten	90	87	256	168	33	59	51
Pyren	79	78	218	162	29	50	43
Benz(a)antracen	54	58	123	81	15	29	19
Chrysen+trifenylene	53	64	100	74	26	47	32
Benzo(b+j,k)fluoranten	135	175	203	166	63	144	140
Benzo(e)pyren	51	62	77	67	24	66	36
Benzo(a)pyren	63	69	102	68	18	26	23
Perylene	32	39	32	35	34	25	67
Indeno(1,2,3cd)pyren	33	65	63	51	22	50	30
Dibenz(a,c/a,h)antracen	9,8	13	14	13	4,3	5,6	2,3
Benzo(ghi)perylene	55	83	78	71	30	76	46