



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 729/98

Oppdragsgivere

Statens forurensningstilsyn

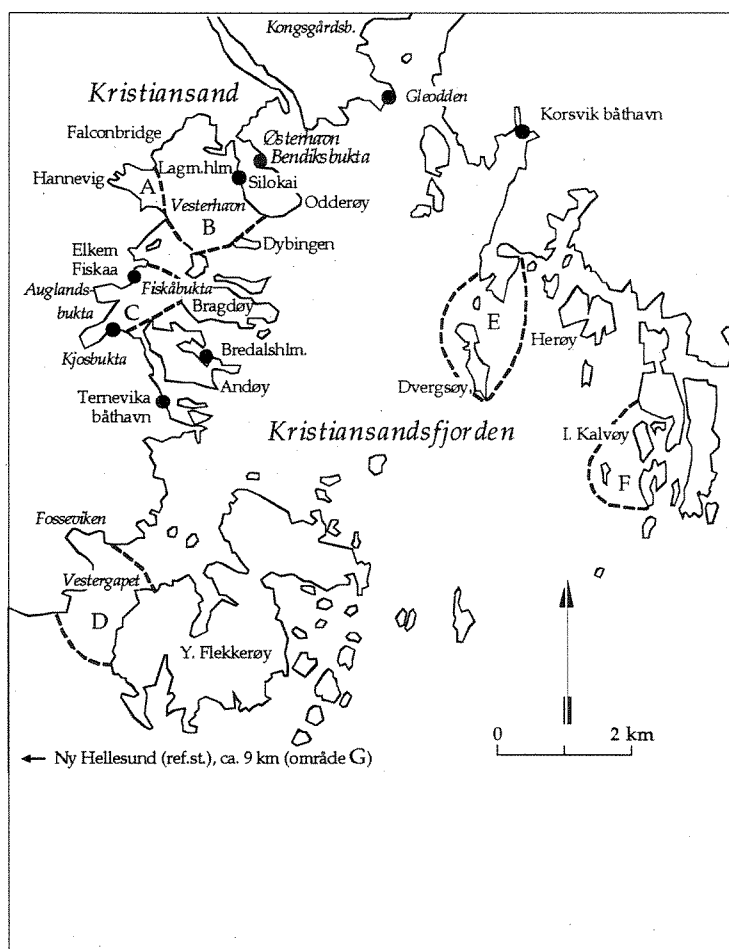
Utførende institusjoner NIVA

NILU

Overvåking av
mijøgifter i sedimenter og
organismer fra

Kristiansands- fjorden

1996



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

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 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

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

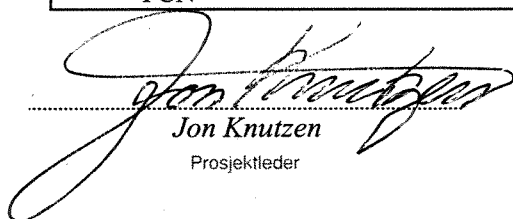
Tittel Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. (Monitoring of micropollutants in sediments and organisms from the Kristiansandsfjord 1996). Overvåkingsrapport nr. 729/98 TA-nr. 1539/1998.	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	3833-98	24. mars 1998
Forfatter(e) Jon Knutzen, Kristoffer Næs, Lasse Berglund, Aase Biseth (NILU), Einar M. Brevik, Norunn Følsvik og Martin Schlabach (NILU)	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-8000357	181
	Fagområde	Distribusjon
	Marin økologi	
	Geografisk område	Trykket
	Vest-Agder	NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsreferanse
--	-------------------

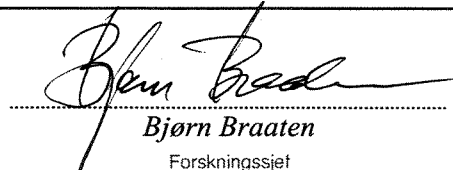
Sammendrag

Sammenlignet med i 1992 er det registrert ca. en halvering av innholdet av dioksiner og dioksinlignende (non-orto) PCB i lever av torsk og filet av skrubbe fra innerste del av Kristiansandsfjorden (Vesterhavnområdet), men ingen klar endring i krabbesmør (del av innmat) eller blåskjell. Det samlede giftighetspotensiale (toksisitetsekvivalenter, TE) i spiselige organismer fra denne delen av fjorden var fortsatt høyt. Utenfor Bragdøy-Andøy var TE-innholdet nær "normalt", dvs. kl. I i SFTs klassifiseringssystem. For heksaklorbenzen (HCB) ble det registrert høyere overkonsentrasjoner (jevnført med kl. I) enn for dioksiner og dioksinlignende PCB, dessuten delvis høyere konsentrasjoner enn i 1992. Årsaken til økningen er ikke kjent. I overflatesediment fra Vesterhavnområdet var det fortsatt meget høyt innhold av dioksiner, HCB, andre klororganiske stoffer og nikkel, men med en generell nedgang siden 1988. Derimot ble det konstatert en økning i innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter nær Elkem Carbon (Fiskaa), antatt å skyldes en kombinasjon av mudring og oppvirvling av eldre og mer forurensede lag ved propellvann. Blåskjell fra flere stasjoner i indre fjord var lite/moderat til markert forurenset med PAH og markert til meget sterkt forurenset med TBT (tributyltinn, antibegroingsstoff i skipsmaling). I relasjon til spiselighet av fisk og krabbe fra indre fjord tilrås overdekking av sedimenter i Hannevigsbukta og sonderende analyser i blåskjell med henblikk på å fastslå nåtidig belastning med non-orto PCB.

Fire norske emneord 1. Overvåking 2. PCDF/PCDD 3. PCB 4. HCB 5. TBT 6. PCN	Fire engelske emneord 1. Monitoring 2. PCDF/PCDD 3. PCB 4. HCB 5. TBT 6. PCN
--	--


 Jon Knutzen
 Prosjektleder

ISBN 82-577-3413-6


 Bjørn Braaten
 Forsknings sjef

Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996

Oslo, 12. mars 1998

Prosjektleder: J. Knutzen

Medarbeider: K. Næs

L. Berglind

E.M. Brevik

Aa. Biseth, NILU

U. Efraimsen

N. Følsvik

N. Green

F. Kjellberg

M. Schlabach, NILU

P. A. Åsen, Agder

Nat.hist.museum

Forord

Denne undersøkelsen er utført innen rammen av Statlig program for forurensningsovervåking på oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn (SFT, hovedkontakt Per Erik Iversen), Falconbridge Nikkelverk A/S (hovedkontakt Finn Resmann), Elkem Carbon (tidligere Elkem Fiskaa, hovedkontakt Johan A. Johansen) og Kristiansand kommune (hovedkontakt Øystein Holvik).

Arbeidet er en oppfølging av flere tidligere overvåkingsstudier etter en basisundersøkelse i 1982-1984, og gjennomført i henhold til et opplegg drøftet med SFT, lokale miljøvernmyndigheter og industrien i møte 18/6-96 og endelig utformet i program av 14/11-96. I tillegg til programmet kommer et par orienterende analyser av polyklorerte naftalener (PCN) finansiert ved interne NIVA-midler. NIVA-finansiert er også ekstra parallellanalyser av klororganiske stoffer i overflatesediment fra en av stasjonene.

Hovedansvarlige for rapporteringen har vært Kristoffer Næs, NIVAs Sørlandsavdeling, (miljøgifter i sedimenter) og Jon Knutzen.

Analysene av dioksiner, non-orto PCB og PCN er gjort ved Norsk institutt for luftforskning (NILU) under ledelse av Martin Schlabach og Aase Biseth.

De øvrige analyser er utført ved NIVA med følgende som hovedansvarlige:

Klororganiske forbindelser: Einar M. Brevik

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH): Lasse Berglind

Tributyltinn (TBT) med nedbrytningsprodukter: Norunn Følsvik.

Per Arvid Åsen, Agder naturhistoriske museum, og Elisabeth Goksøyr Åsen takkes for innsamling av det biologiske materialet.

Ved NIVA har ellers følgende deltatt i arbeidet: Frank Kjellberg (innsamling av sedimenter og opparbeidelse av fisk og krabber), Unni Efraimsen (opparbeidelse av sedimentprøver og blåskjell), Tom Tellefsen (homogenisering av biologiske prøver) og Norman Green (statistisk bearbeidelse av serien med individuelle analyser av torskelever).

Oslo, 12. mars 1998

Jon Knutzen
prosjektleder

Innhold

Sammendrag, konklusjoner og tilrådinger	7
Summary	11
1. Bakgrunn og formål	13
2. Materiale og metoder	17
2.1 Sedimenter	17
2.2 Fisk og skalldyr	18
2.3 Analyser	22
3. Resultater og diskusjon - sedimenter	25
3.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon	25
3.2 Konsentrasjoner og forurensningsgrad for klorerte forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og nikkel	25
3.3 Sammenligning med tidligere undersøkelser	29
3.4 Variasjon i konsentrasjon innen én stasjon og betydning for overvåkingsstrategi	29
4. Resultater og diskusjon - organismer	33
4.1 Dioksiner og plane PCB	33
4.1.1 Konsentrasjoner og forurensningsgrad	33
4.1.2 Utvikling	37
4.1.3 PCDF/PCDD mønstre	44
4.2 Orienterende analyser av polyklorerte naftalener (PCN)	45
4.3 Øvrige klororganiske stoffer	46
4.4 Levertilstand og skader hos torsk i relasjon til innhold av klororganiske stoffer	64
4.5 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	64
4.6 Tributyltinn (TBT) med nedbrytningsprodukter	65
5. Oppsummerende kommentarer	69
6. Referanser	71

VEDLEGG:

Vedlegg A. Stasjonsinformasjon og visuell sedimentbeskrivelse	75
Vedlegg B. Data vedrørende sammensetning av biologiske prøver	79
Vedlegg C. Rådata for sedimentanalyser ved NIVA Klorerte forbindelser (utenom PCDF/PCDD, non-orto PCB og PCN), organisk karbon, tørrvekts %, tot. N, PAH og kornfordeling	85
Vedlegg D. Analyser ved NILU av PCDF/PCDD og non-orto PCB i sediment	97
Vedlegg E. Analyser ved NILU av PCDF/PCDD og non-orto PCB i organismer	123
Vedlegg F. Rådata fra orienterende analyser ved NILU av PCN i torskelever og krabbesmør	165
Vedlegg G. Rådata fra NIVA-analyser av klororganiske stoffer i organismer	173
Vedlegg H. Rådata fra PAH-analyser i blåskjell ved NIVA	179

Sammendrag, konklusjoner og tilrådinger

- I Hovedformålet med overvåkingen i Kristiansandsfjorden er å følge utviklingen mht. spiselighet av fisk og skalldyr i de deler av fjorden som nå er belagt med kostholdsråd eller restriksjoner på omsetning av fangst (kfr. kap. 1), begrunnet i uakseptabelt høyt innhold av bestandige (tungt nedbrytbare og akkumulerende) klororganiske stoffer (dioksiner og dioksinlignende PCB).

Som et ledd i å forstå bakgrunnen for forurensningen i organismer, er det nødvendig med mellomrom å måle miljøgiftnivået i sediment. Der er det lagret store mengder giftige stoffer fra tidligere utslipp, og de siste omfattende observasjoner er fra 1988, dvs. før store reduksjoner i utslipp av dioksiner.

Et annet hovedpoeng ved opplegget i 1996 har vært å få belyst hva som er kildene for de dioksinlignende PCB-forbindelsene (spesielt non-orto PCB), som bidrar like mye og delvis mer enn dioksiner til giftigheten i sjømat.

Det har også vært ønskelig å få ajourførte og mer omfattende data for nivå og utbredelse av tjærestoffgruppen PAH i blåskjell, dessuten informasjon om forekomsten av det sterkt giftige og økologisk viktige antibegroingsstoffet tributyltinn (TBT). Sistnevnte har tidligere ikke vært kartlagt i fjorden.

- II. Fisk og skalldyr fra indre fjord (fra SØ for Bragdøya og i Vesterhavn, figur 2) inneholdt fremdeles høye nivåer av klororganiske miljøgifter, spesielt dioksiner og PCB med dioksinlignende virkningsmekanisme. For toksisitetsekvivalenter (TE) fra dioksiner dreier det seg om overkonsentrasjoner jevnført med antatt høyt bakgrunnsnivå i SFTs klassifiseringssystem på ca. 10 ganger i krabbesmør (fordøyelseskjertelen, omkring halvparten av skallinnmaten), blåskjell og filet av skrubbe. I lever av torsk var overkonsentrasjonene med dioksiner mer moderat (omkring en fordobling), men her var giftighetsbidraget fra dioksinlignende PCB dominerende (ca. 5 x dioksingiftigheten).

Konsentrasjonene av disse miljøgifter avtok hurtig med økende avstand fra kildeområdet (Hannevigsbukta, Vesterhavn), og på stasjonene utenfor (Fossevika, Dvergsøy og fjernere) lå konsentrasjonene omtrent på antatt høyt bakgrunnsnivå eller bare svakt/moderat over.

De sonderende analysene av PCB i skjell fra ulike steder i fjorden (utenom overvåkingsstasjonene) ga bare moderate verdier og dermed ingen nøkkel til eventuelle kilder for non-orto PCB.

- III Sammenlignet med 1992 ble det registrert nærmere en halvering av dioksiner og non-orto PCB i torskelever og skrubbefilet fra indre område (tabell 10), men ikke i krabbe og blåskjell. Nedgangen i dioksininnhold som man kunne ha forventet i blåskjell pga. sterk reduksjon i direkte utslipp (omkring 70-80 %, tabell 1) er uteblitt. Muligens kan forklaringen være belastning fra forstyrrelse av forurensede sedimenter på grunt vann (ved propellvann og/eller mudring/dumping/utfylling).

- IV Nivåene av giftige stoffer i sjømat må vurderes av næringsmiddelmyndighetene, men den konstaterte minskning i innholdet av dioksiner og non-orto PCB er neppe stor nok til å få praktiske konsekvenser (dvs. for kostholdsråd/omsetningsrestriksjoner).

- V Av hovedkomponentene i det tidligere store utslippet av diverse klor/bromorganiske stoffer forekom heksaklorbenzen (HCB) i overkonsentrasjoner på ca. 15/25/100 ganger i hhv. lever av torsk, krabbesmør og blåskjell fra Vesterhavnområdet. Det var også sterk HCB-forurensning i skjell fra kai utenfor Elkem Carbon (Fiskaa, 50 x) og så langt ut som ved Ternevika (25 x, figur 2). Forurensningen var i hovedsaken begrenset til vestsiden av fjorden (bare små forhøyelser ved Gleodden og Korsvik). Man kan mistenke at HCB-innholdet i skjell også sier noe om spredning og grad av forurensning med dioksiner (bare analysert på en stasjon).
- Motsatt nedgangen i torskelevers innhold av dioksiner og non-orto PCB, viste statistisk analyse av HCB-innholdet i 20 individuelt analyserte torsk fra Vesterhavn en signifikant økning (omkring en fordobling) fra 1992. Det ble likeledes konstatert markert høyere konsentrasjoner i blåskjell (ca. 3 ganger i forhold til 1992) og svakt høyere nivå i krabbesmør fra dette området. Økningen er vanskelig forklarlig (HCB måles ikke i avløpsvann), men har i størst grad rammet organismer der opptak direkte fra vann kan spille en rolle.
- De sumvariable for bestandige klor- og bromorganiske forbindelser (EPOCl/EPOBr) viste klar minskning i torskelever, krabbesmør og blåskjell.
- VI Blåskjells innhold av PAH tydet på fra svak/ubetydelig til markert belastning med PAH på alle stasjoner, mest ved kai/Elkem Carbon (forhøyelse på nær 15 ganger), ellers mer moderat (> 1-5 ganger). Varierende tilrenning fra forurensete, urbaniserte/industrialiserte områder og ujevn/episodisk tilførsel fra båttrafikk gjør at det må forventes en noe skiftende forurensnings-situasjon.
- Resultatene bør tas med i vurderingen av skjells spiselighet.
- VII Det var markert til sterk forurensning med TBT i blåskjell fra 7 stasjoner i indre del av fjorden fra linjen Ternevika - Korsvik marina og innenfor, dvs. overkonsentrasjoner jevnført med kl. I i SFTs klassifiseringssystem i intervallet ca. 5-40 ganger.
- VIII I Vesterhavn (st. 18/35 i figur 1) var overflatesedimentet (0-1 cm) markert til sterkt forurenset (kl. III-IV i SFTs klassifiseringssystem) mht. TE fra dioksiner, PCB, EPOCl og nikkel, og meget sterkt forurenset (kl V) med HCB. I Fiskåbukta st. 17 ble det funnet meget sterk grad av forurensning med både PAH og HCB. I ytre fjordområde (st. 9,11,12) var det liten til moderat grad av påvirkning, unntatt for HCB (markert forurenset).
- Nikkelkonsentrasjonene var meget høye nær Falconbridge (kl. V), men hurtig avtagende utover.
- Blant de sonderende analyser i sediment med henblikk på sporing av kilder for PCB viste prøvene fra Kjosbukta, Andøy, Østerhavn, Kongsgårdsbukta bare moderat forurensning (kl.2), mens det ble konstatert kl. IV i Marvika og kl. III i Auglandsbukta. Alle disse stedene var imidlertid sedimentet sterkt belastet med PAH, i Kongsgårdsbukta og Auglandsbukta også sterkt/meget sterk forurensning med HCB.
- IX Jevnført med registreringer i 1983 og 1988 ble det konstatert en generell nedgang i forurensning med dioksiner, HCB og nikkel i overflatesedimentet, med størst reduksjon nær Falconbridge (figur 5). Motsatt det som skulle forventes etter tiltak ved Elkem Carbon var det signifikant høyere PAH-nivå enn i 1991. Forflytning av masser høsten 1994 og/eller økt oppvirling av forurensete partikler ved propellvann (hyppigere anløp av selvassisterte båter) er mulige årsaker.

Ved undersøkelse av variasjonen i konsentrasjoner av klororganiske stoffer på to av stasjonene er det etablert et bedre grunnlag for å bedømme utviklingen.

- X En regresjonsanalyse av sedimentdata ga meget god samvariasjon mellom non-orto PCB og sum PCDF/PCDD (dioksiner). Dette sannsynliggjør at Falconbridge Nikkelverk også har vært en kilde for non-orto PCB. Andre kilder til PCB kan imidlertid ikke utelukkes. I henhold til målinger i bedriftens avløpsvann 1994-96 er bidraget til sum TE fra non-orto PCB nå lavt i forhold til bidraget fra PCDF/PCDD.
- XI Etter at de direkte tilførselene av dioksiner, og formodentlig non-orto PCB, er blitt sterkt redusert, er sannsynligvis tilstand og utvikling i fjorden mest beroende på direkte og indirekte belastning fra sedimentene. Det tilrås derfor å overdekke disse i de mest forurensede områdene, primært i Hannevigsbukta. Imidlertid kan bedringen ved dette vanskelig tallfestes, dels fordi det synes å være igjen en ikke ubetydelig belastning via vann (kfr. HCB- og dioksinresultatene i blåskjell), dels fordi prosessene ved opptak og utskillelseshastighetene ikke er tilstrekkelig kjent.
- XII For fremtidig overvåking av utvikling med hensyn til forurensningsnivået i spiselige organismer, bør det overveies å begrense antall stasjoner og arter til fordel for flere parallelle prøver pr. lokalitet.

På grunnlag av resultatene tilrås ellers:

- Orienterende analyser av HCB i de avløpsvannprøver som analyseres på EPOCI/EPOBr.
- Analyse av dioksiner og non-orto PCB i blåskjell på flere lokaliteter, del stasjoner eller i nærområdet av planlagt overdekning i Hannevigsbukta (referanseverdier for virkningen av dette tiltaket), dels på stasjoner som i 1996 viste høyt PCB-innhold i skjell (for mer informasjon om nåtidig tilførsel av non-orto PCB).
- Oppfølging av lokale myndigheter med hensyn til kontroll av TBT-kilder (skipsverft, verksteder, deponering av avskrapet maling, mulig ulovlig bruk).
- Kartlegging av TBT i sediment, særlig nær mulige tidligere og nåværende virksomheter som håndterer TBT.
- Supplerende analyser av non-orto PCB og dioksiner i sediment for bedre å klarlegge kilder til non-orto PCB belastningen.

Summary

Title: Monitoring of micropollutants in sediments and organisms for the Kristiansandsfjord 1996
Year: 1996.
Author: Knutzen, J., K. Næs, L. Berglind, Aa. Biseth, E.M. Brevik, N. Følsvik and M. Schlabach
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3413-6.

I Previous large amounts of organochlorine waste substances and metals in effluents from Falconbridge Nikkelverk A/S (nickel production) have contaminated the sediments of the inner Kristiansandsfjord. Likewise, the sediments have been contaminated by PAH from Elkem Carbon (silicon metal production). The organochlorine pollutants has caused advice against consumption of fish, crabs and mussels from the inner fjord (areas denoted A, B, C in Figure. 2). The main purpose of the monitoring is to follow the development in contamination levels of sediments and organisms after reductions in loading. Development in discharges from Falconbridge is seen from tables 1-2.

II Liver of cod (*Gadus morhua*) and hepatopancreas of male edible crabs (*Cancer pagurus*) were still heavily contaminated by polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins (PCDFs/PCDDs) and non-ortho PCBs (tables 7-8), with toxicity equivalent (TE) concentrations about 5-10 times assumed high background levels. Lower concentrations, but comparable relative increases, were found in fillet of flounder (*Platichthys flesus*) and blue mussels (*Mytilus edulis*) in the inner area. Contamination had decreased considerably from 1992 in cod and flounder, however not in crabs and mussels (table 10). Measured in TE, CB 126 was the predominant congener (> 90 %) among the non-ortho PCBs.

The relative contamination level of hexachlorobenzene (HCB) was higher than for TE: about 20/50 times the background in liver of cod and crabs, respectively, and up to 100 times in mussels (tables 12-13). Opposite to $TE_{PCDF/D}$ and $TE_{n-o, PCB}$ the concentration of HCB was significantly higher in liver of cod from 1996 than in 1992, and also higher in mussel (tables 14-15). The cause of this increase is unknown.

Exploratory analysis of polychlorinated naphthalenes showed a moderate contribution to sum TE in liver of cod and crab hepatopancreas.

III. Surface sediments (0-1 cm) still had very high concentrations of PCDF/PCDDs, HCB and nickel, however with a general decrease since 1988 (Fig 5). The level of PAH had increased significantly compared with 1991 in the vicinity of Elkem Carbon, presumably due to dredging and/or increased disturbance of deeper and more contaminated sediment layers by propeller turbulence.

A better basis for the assessment of trends in contamination of PCDF/PCDDs and non-ortho PCBs have been established by the analysis of respectively 5 and 9 parallels from two of the sediment sampling stations within the most strongly contaminated area.

IV Mussels contained moderate to markedly elevated concentrations of PAH, exceeding the "high background" up to more than 10 times, and were markedly to strongly contaminated by the anti-fouling substance tributyltin.

- V. To decrease further the TE levels in edible organisms it is recommended to cover the sediments in the most heavily contaminated area (Hannevik, Figure 1) with sand. The high TBT levels found in mussels suggest the awareness of local environmental authorities with regard to handling of TBT containing paint and paint waste, and also possible illegal use of TBT.

1. Bakgrunn og formål

Bakgrunnen for overvåkingen i Kristiansandsfjorden er primært behovet for å følge utviklingen i forekomsten av tungt nedbrytbare, akkumulerende og giftige klor- og bromorganiske stoffer. Nivåene av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") og PCB-forbindelser med dioksinlignende virkning (non-orto og andre plane PCB) i fisk og skalldyr fra de seneste observasjonene i 1992 (Knutzen et al. 1994), foranlediget kostholdsråd og restriksjoner på omsetning av fisk fra næringsmiddelmyndighetene. Her **frarådes å spise all fisk og skalldyr fra området innenfor Odderøya-Dybingen-Bragdøya -Andøya (figur 1). Videre skal torsk fanget innenfor Dvergsøya-Flekkerøya sløyes før den omsettes. Konsum av torskelever fra samme område frarådes.** Etter sterkt reduserte utslipp av dioksiner fra Falconbridge Nikkelverk etter 1988-89 (fra 1993 nede i 0.2-0.3 g/år mot 5-6 g/år i 1988-89, tabell 1)), må den fortsatte dioksinkontamineringen i fisk og krabbe antas i hovedsaken å skyldes høyt innhold i disse dyrenes næringsorganismer pga. fremdeles sterkt påvirkede sedimenter.

Utviklingen mht. til årlige utslipp fra Falconbridge av dioksiner målt som toksisitetsekvivalenter er vist i tabell 1. (TE = summen av ekvivalente mengder av den giftigste forbindelsen blant PCDF/PCDD, beregnet på grunnlag av relativ giftighet (TEF=toksisitetsekvivalentfaktorer etter Ahlborg 1989). Tabellen viser også utviklingen i belastningen med sumvariable for persistente (tungt nedbrytbare) klor- og bromorganiske stoffer for perioden 1986-1996. EPOCl/EPOBr (ekstraherbart persistent organisk bundet klor/brom) benyttes som mål på den samlede belastning med bestandige klor- hhv. bromforbindelser (bl.a HCB (heksaklorbenzen), OCS (oktaklorstyren), KAB (kloralkylbenzener) m.m., kfr. Knutzen et al. 1994, vedlegg D). For dioksiner ses en klar nedgang etter 1989 og videre etter 1992. Tallene for EPOCl og EPOBr har vært mer ujevne, og variasjonene til dels vanskelig å forstå ut fra prosessmessige forhold, men også her ses en klar nedgang for EPOBr etter 1990, i mindre grad for EPOCl.

Tabell 1. Ca. utslipp fra Falconbridge Nikkelverk A/S av PCDF/PCDD målt som TE (toksisitetsekvivalentfaktorer, se tekst) 1988 -1996 (g/år) og av EPOCl/EPOBr 1986-1996 (kg/år). Tallene er opplyst av bedriften og analysene er henholdsvis ved NILU (dioksiner) og SINTEF_{sj}.

År	TE (g/år)	EPOCl (kg/år)	EPOBr (kg/år)
1986		410	2500?
1987		280	90
1988	5-6	100	60
1989	5-6	80	400
1990		80	730
1991	0.6	75	9
1992	1.6	120	7
1993	0.3	170	90
1994	0.2	180	55
1995	0.2	65	11
1996	0.3	80	17

Kildene for non-orto PCB, som i 1992 ga et tilsvarende eller større bidrag enn dioksiner til giftighetspotensialet i sjømat, er ikke kjent. Senere års analyser av non-orto PCB i avløpsvann fra Falconbridge har vist lavere giftighetspotensiale enn for dioksiner (kfr. rapporter fra bedriften til SFT).

Ved siden av å følge utviklingen i forurensningen av organismer og sedimenter etter minsket belastning med dioksiner og andre klororganiske stoffer fra Falconbridge, har det derfor vært et mål å spore hvorfra PCB-tilførselen skriver seg. I prinsippet er dette forsøkt gjort ved analyser i blåskjell fra en rekke stasjoner med beliggenhet nær mulige kildeområder (belysning av eventuell nåtidig tilførsel) og ved analyse av tilsvarende spredte sedimentstasjoner (belysning av mulige tidligere kilder). Da sedimentene sist ble undersøkt innen rammen av Statlig program for forurensningsovervåking i 1988 (Knutzen et al. 1991), ble PCB maskert av de andre klororganiske stoffene i prøvene fra de mest belastede delene av fjorden, slik at her ikke tidligere forelå noen tidligere oversikt over tilstanden mht. utbredelsesmønster.

Forekomst og kilder for PCB er også en nøkkelfaktor for å kunne si noe om hvilken utvikling som kan ventes i fjorden, herunder virkningen av den påtenkte overdekning av deler av Hannevigsbukta (som mht. til dioksiner og øvrige "Falconbridgekomponenter" har de mest ekstremt påvirkede sedimenter i fjorden).

I en egen undersøkelse for Elkem Fiskaa (nå Elkem Carbon) ble det i 1991 påvist sterk forurensning med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sediment, særlig nær bedriftens kai, men også ut i Fiskaabukta (Næs 1992). Ved disse observasjonene ble det lagt et statistisk grunnlag for overvåking av PAH i sedimenter, som nå er fulgt opp. Forurensningsgraden var mer moderat i blåskjell, foruten at resultatene tydet på også andre nåtidige kilder i området i tillegg til det begrensede bidraget fra nåværende og tidligere virksomhet ved Elkem Fiskaa (Knutzen & Berglund 1992). Selv om overkonsentrasjonene i blåskjell var moderate utenom bedriftens kaiområde, var det ønskelig å få et utfyllende og ajourført datamateriale, idet endel PAH-forbindelser er potensielt kreftfremkallende (heretter betegnet KPAH). Forekomsten av disse stoffene bør derfor inkluderes når skjellenes spiselighet skal bedømmes. I tillegg til mulige punktutslipp (f.eks sig fra søppelfyllinger har PAH en rekke vanskelig kontrollerbare kilder, bl.a. oljespill o, gateavrenning (eksosnedfall, asfaltslitasje).

Ved en omfattende undersøkelse i havner fra hele norskekysten ble det i 1993-94 konstatert mange tilfeller av sterk forurensning med tributyltinn (TBT) i både sedimenter (kfr. bl.a. Konieczny & Juliussen 1995) og blåskjell (Knutzen et al. 1995a). Imidlertid var ikke Kristiansand havn inkludert i undersøkelsen. TBT er et for ømfintlige organismer ekstremt giftig stoff brukt som antibegroingsmiddel i skips- og båtmaling. Bl.a. har stoffet forårsaket lokal utryddelse av purpursnegl i England (Bryan et al. 1986) og før det en katastrofe for deler av fransk østersindustri (Alzieu 1991). Purpursnegl er også en utbredt fjærelteart i Norge. Hos denne og beslektede arter har TBT bevirket kjønnsforstyrrelser (utvikling av hannlige organer hos hunnene, i ekstreme tilfeller sterilitet) i nær globalt omfang (Ellis & Pattisina 1990). Senere er slike skader på purpursnegl registrert langs hele Norges kyst unntatt i Finnmark (Walday et al. 1997). TBT er forbudt i Norge siden 1989-90 som bestanddel av maling brukt på båter mindre enn 25 m. Det anses viktig å ha en oversikt over tilstanden i alle eldre og potensielle kildeområder, bl.a. med henblikk på mulig ulovlig bruk eller uheldig disponering av avskrapet skipsmaling. De foretatte observasjoner i Kristiansandsfjorden tilsiktet å supplere informasjonene fra den nevnte havneundersøkelsen og spesielt mht. mulig nåtidig belastning (i denne omgang bare analysert blåskjell).

Før 1983 var Kristiansandsfjorden sterkt belastet med utslipp av jern, arsen, nikkel, bly og kobber fra Falconbridge Nikkelverk,; i mindre grad også sink og kobolt (kfr. Knutzen et al. 1994 og tabell 1). Etter utslippsreduksjoner 1982-1992 på mer enn 99 % for jern, arsen og bly, og ca. 90-97 % for nikkel, sink, kobolt og kobber, har metallforurensningen vært av underordnet betydning jevnført med tilførselen av klororganiske stoffer. En hovedårsak til denne vurderingen er at metallinnholdet i spiselige organismer ikke påvirkes i samme uakseptable grad av tidligere og nåværende belastning som tilfellet er for de klororganiske stoffenes vedkommende. Blant annet har både feltforsøk i Hannevigsbukta og simuleringseksperimenter i laboratoriet vist at det høye metallinnholdet i

sedimenter var lite tilgjengelig for fisk og krabber (Berge & Brevik 1997). Dertil er det i filet av skrubbe fra indre fjord 1992 (omr. B, figur 1) bare funnet lavt/moderat innhold uten negative konsekvenser for spiselighet (Knutzen et al. 1994).

Tabell 2 viser utviklingen 1986 -1996 mht. utslipp av metaller fra Falconbridge. Det ses at minskingen etter 1992 har vært liten. Selv om belastningen ikke spiller noen rolle for utnyttelsen av fisk og skalldyr fra fjorden (unntatt blåskjell fra de mest utslippsnære områdene), dreier det seg fremdeles om mengder av kobber og nikkel som ikke kan anses ubetydelige for organismsamfunn i indre fjord. Tilførselen bør derfor være under kontroll og helst ytterligere reduseres.

Tabell 2. Utslipp av metaller fra Falconbridge Nikkelverk 1986-1996, kg/år (avrundet).

År	Jern	Nikkel	Bly	Sink	Kobber	Kobolt	Arsen
1986	28500	20100	470	2000	8000	1610	1860
1987	20100	16100	660	1720	8000	990	1020
1988	16800	10600	180 ¹⁾	1900	13500	910	770 ²⁾
1989	12000	6600	260	1240	3700	620	1280
1990	9900	4700	260	620	2900	440	550
1991	3300	3700	180	290	2700	260	470
1992	1820	2400	110	185	2300	290	260
1993	1170	1750	110	185	1280	220	185
1994	2000	1860	110	290	1350	110	290
1995	2300	4300 ³⁾	75	185	1390	290	150
1996	990	2100	75	220	1200	150	110

1) 1. Halvår (driftsforstyrrelse på laboratoriet)

2) Januar-november

3) Uhellsutslipp på ca. 2000 kg i juni (dessuten ca. 100 kg kobber og ca. 100 kg kobolt).

I forbindelse med ulike uhell og resulterende overutslipp ved Falconbridge Nikkelverk er det siden 1992 flere ganger samlet inn organismer i Kristiansandsfjorden for analyse av metaller.

Undersøkelsene er gjort i ettetid av utslippene, og omfatter tre stasjoner i Kristiansandsfjorden: Nordodden (Falconbridge), Myrodden og Flekkerøy.

- Innsamling av blåskjell og blæretang i februar 1993 etter uhellsutslipp av kobber og nikkel i november. Organismene ble analysert for kobber, nikkel, kobolt, krom, jern, bly, sink og kadmium (Jacobsen, 1994).
- Innsamling av blåskjell og blæretang i juni 1995, en uke etter uhellsutslipp av kobber og nikkel. Prøvene ble analysert for kobber og nikkel (Jacobsen, 1995).
- Analyse av kadmium i blåskjell og strandsnegl i desember 1996, en måned etter uhellsutslipp av 6 kg kadmium (Jacobsen 1997a).
- Innsamling av blåskjell i august 1997, halvannen uke etter uhellsutslipp av kobber og kobolt. Prøvene ble analysert for kobber, nikkel, kadmium, kobolt, krom, bly og sink (Jacobsen 1997b).

I tillegg er det gjort en vurdering av hvilke effekter en senking av utslippsdypet for prosessvann (fra overflaten til 10-30 meters dyp) vil ha på organismsamfunn og konsentrasjoner i vannmassene (Jacobsen 1993).

Observasjonene etter uhellsutslippene har vist til dels meget høye konsentrasjoner i blåskjell og blæretang fra nærområdet til utslippene, ikke bare av nikkel og kobber (som uhellene for det meste har

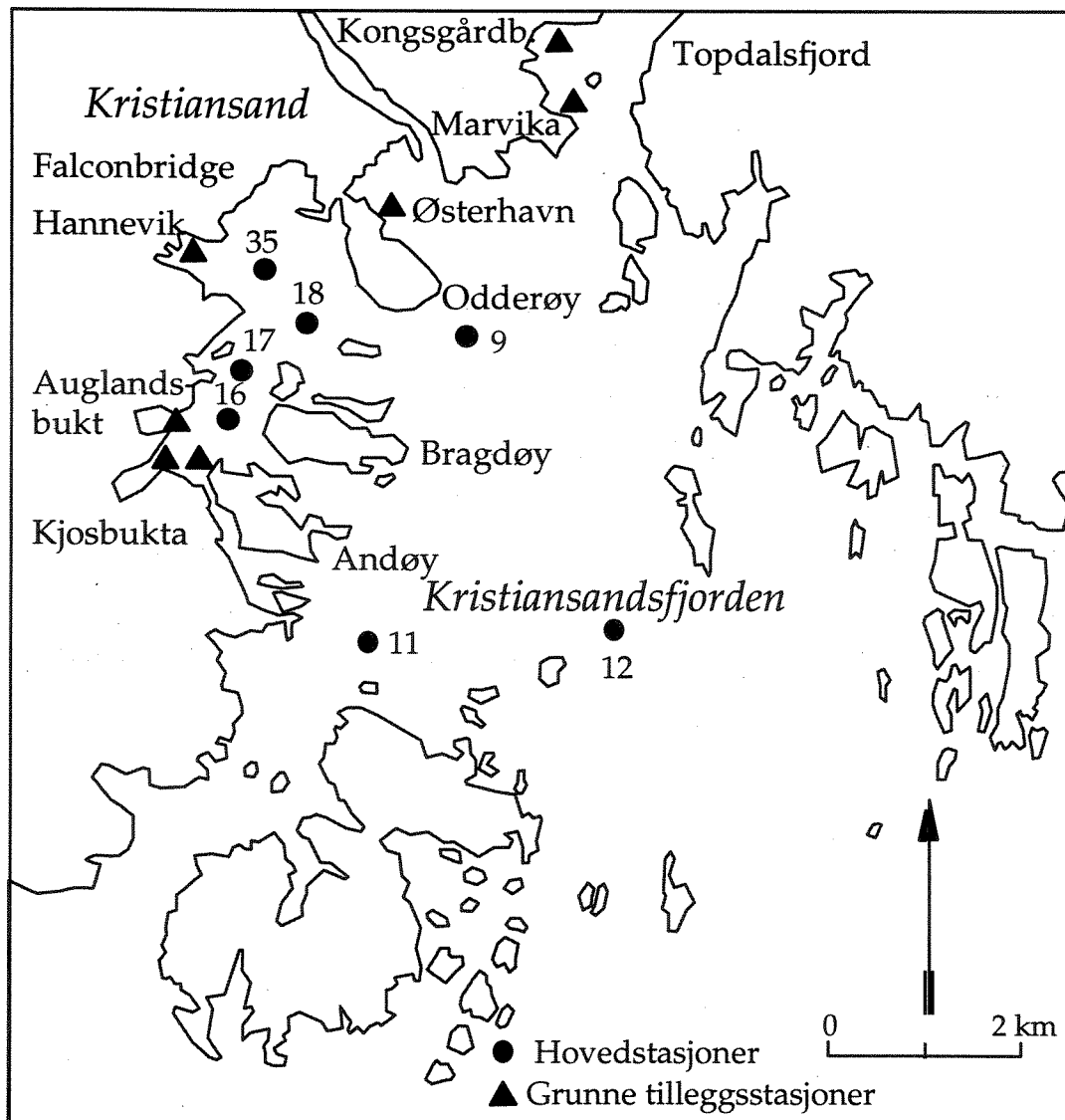
omfattet), men ved et par anledninger også av bly. Bakgrunnen for de høye blykonsentrasjonene er ikke kjent. Materiale fra lokaliteter lenger ut i fjorden har vist hurtig avtagende konsentrasjoner med avstand fra Hannevigsbukta (figur 2). Imidlertid er det i et par av tilfellene registrert omkring en fordobling av "antatt høyt bakgrunnsnivå" ("normalnivået") for nikkel, bly og sink i skjell eller tang så langt ut som ved Flekkerøya. Særlig de uoppklarte forhøyelsene i blåskjells blyinnhold aktualiserer en fornyet generell kartlegging av metallinnholdet i skjell fra 4-5 stasjoner. Hvis blyobservasjonene representerer en normalsituasjon, har det betydning for bedømmelsen av skjellenes spiselighet. Av senere års undersøkelser av generell interesse for forurensningstilstanden i Kristiansandsfjorden kan nevnes:

- Undersøkelse av hardbunn- og bløtbunnssamfunn ved Bredalsholmen og i Fiskåbukta i 1990, før igangsetting av nytt kommunalt kloakkrenseanlegg på Bredalsholmen. Undersøkelsen omfattet 8 strandsonestasjoner, to dykkerstasjoner (hardbunnssamfunn fra 0-20 meters dyp) og tre bløtbunnsstasjoner (Oug og Moy 1991).
- Vurdering av innlagringsdyp, spredning og miljøeffekter av avløpsvann fra Odderøya renseanlegg, før igangsetting av anlegget (Molvær 1991).
- Undersøkelse av hardbunn- og bløtbunnssamfunn ved Odderøya, Vesterhavn og Korsvikfjorden i 1992/1993, før igangsetting av nytt kommunalt kloakkrenseanlegg på Odderøya. Undersøkelsen omfattet 14 strandsonestasjoner, 4 dykkerstasjoner (hardbunnssamfunn fra 0-20 meters dyp) og tre bløtbunnsstasjoner (Oug et al. 1994).
- Undersøkelser av partikkelsedimentering og bunnfauna i Kristiansandsfjorden før avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker og Norsk Wallboard flyttes til Østerhavn (Oug og Helland 1995).
- Vurderinger av egnet utslippssted og utslippsarrangement for avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker og Norsk Wallboard (Molvær 1994).

2. Materiale og metoder

2.1 Sedimenter

Innsamling av sedimentprøver ble gjennomført 10-11/12 1996. Det ble benyttet en 0,1 m² Van Veen grabb hvor det øverste 1 cm tykke overflatelaget ble samlet. I Vesterhavnområdet og ytre fjordområde er stasjonsplasseringen sammenfallende med utvalgte stasjoner fra tidligere undersøkelser (Næs 1985, Knutzen et al. 1991, Næs 1992), figur 1. To stasjoner i Vesterhavnområdet (stasjon 17 og 18) ble valgt ut som overvåkingsstasjoner for påvisning av tidsutvikling for belastning med PAH (st. 17) og klororganiske forbindelser (begge stasjoner). Fra disse stasjonene ble det derfor samlet flere parallelle prøver. I tillegg ble sedimentprøver samlet fra grunne områder og bukter i Fiskåbukta, Hannevika, Østerhavn og Marvika-Kongsgårdbukta. Disse prøvene var primært for påvisning av tilførsler av klororganiske forbindelser.



Figur 1. Kart over innsamlingsområdet med stasjonsplassering for sedimentprøver.

Stasjonenes posisjon og vanddyb er gitt i Vedlegg A sammen med en visuell beskrivelse av sedimentet på hver av stasjonene. I tabell 3 er det gitt en oversikt over prøver og analysevariable.

Tabell 3. Prøvesteder og analysevariable for sedimenter fra Kristiansandsfjorden desember 1996.

Stasjon		Variable			
9	Ni	rutine-PCB	Dioksin + non-orto PCB	TOC/TN	%<63µm
11	Ni	rutine-PCB	Dioksin + non-orto PCB	TOC/TN	%<63µm
12	Ni	rutine-PCB	Dioksin + non-orto PCB	TOC/TN	%<63µm
16	Ni	rutine-PCB	Dioksin + non-orto PCB	TOC/TN	%<63µm
35	Ni	rutine-PCB	Dioksin + non-orto PCB	TOC/TN	%<63µm
18-1 til 18-5	Ni	rutine-PCB	Dioksin + non-orto PCB	TOC/TN	%<63µm EPOCl/EPOBr
17-1 til 17-9		rutine-PCB	PAH	TOC/TN	%<63µm
Kongsgård		rutine-PCB	PAH	TOC/TN	%<63µm
Marvika		rutine-PCB	PAH	TOC/TN	%<63µm
Otra		rutine-PCB	PAH	TOC/TN	%<63µm
Kjosbuka		rutine-PCB	PAH	TOC/TN	%<63µm
Andøy		rutine-PCB	PAH	TOC/TN	%<63µm
Hannevika		rutine-PCB	PAH	TOC/TN	%<63µm
Auglandsbukta		rutine-PCB	PAH	TOC/TN	%<63µm

Av tabell 3 ses at sedimentprøvene ble analysert for innhold av finstoff (% < 63 µm), totalt organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN), nikkell (Ni), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og et utvalg av klororganiske forbindelser. De klororganiske forbindelsene kan deles i to grupper. Den første inneholder 10 kongenerer (enkelteforbindelser) av polyklorerte bifenyler (PCB) samt et utvalg av andre klorerte forbindelser som rutinemessig bestemmes sammen med PCB: penta- og heksaklorbenzen (5CB og HCB), oktaklorstyren (OCS), α- og γ-heksaklorsykloheksan (α-HCH og γ-HCH (=lindan)), metabolitter av diklordifenyiltrikloretan (DDE og DDD) og ekstraherbart, organisk bundet klor og brom (EPOCl og EPOBr). I resultatkapitlet er summen av 7 kongenerer av PCB, de såkalte "seven Dutch" med IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, og 180 benyttet.

Den andre gruppen av klororganiske forbindelser inkluderer polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og polyklorerte dibenzofuraner (PCDD og PCDF) samt PCB-forbindelser med dioksinlignende egenskaper, de såkalte non-orto PCB (IUPAC nr. 77, 81, 126, 169).

2.2 Fisk og skalldyr

Fangstområder for fisk og krabber samt prøvesteder for blåskjell er vist i figur 2. (Prøven av torskelever betegnet Bragdøya er fra sydøst-siden av øya). I likhet med forrige overvåkingsrunde er områdene B og C slått sammen ved prøvetakingen, idet man ut fra tidligere erfaringer (Knutzen et al. 1991) har funnet det lite fruktbart å sondre mellom så nærliggende og små områder.

Fisk og hanner av taskekrabbe er innsamlet i oktober-november 1996 og blåskjell i månedsskiftet november-desember. I utgangspunktet er det forsøkt innsamlet 15-20 eks. fra hvert prøvested av fisk og krabbe. Dette viste seg imidlertid bare praktisk mulig for torsk og krabbe. Av skrubbe og sjørøret er antallet i et par av blandprøvene så lavt at det introduserer en betydelig usikkerhet i bedømmelsen av forurensningstilstand og -utvikling. Antallet i blandprøvene av blåskjell er 50 stk., stort sett i størrelse 4-7 cm (middelverdier på stasjonene 4.4-6.5 cm). En oversikt over sammen-

setningen av prøvene er gitt i Vedlegg B (for fisk lengde/vekt, levervekt, leverutseende og eventuelle bemerkninger om skader; for krabbe skallbredde og vekt av hhv. krabbesmør og resten av skallinmaten).

Analysene er i det vesentlige basert på blandprøver, der det så vidt mulig er tatt ut samme mengde filet eller lever fra hver fisk. I likhet med tidligere er det imidlertid gjort analyse av rutineklororganiske variable (HCB, OCS, PCB, etc.) i lever fra 20 individer av torsk fra omr. B/C. Hensikten med dette er å få et statistisk grunnlag for å bedømme utviklingen i forurensningsgrad, spesielt med henblikk på de to av hovedkomponentene i det tidligere store utslippet fra Falconbridge (HCB og OCS) som fremdeles opptrer i høye konsentrasjoner i organismer.

Før analyse er prøvene oppbevart mørkt og nedfrost, deretter tint, opparbeidet og homogenisert i en TEFAL food processor, eventuelt også splittet i paralleller før forsendelse til ulike laboratorier.

En oversikt over prøver og analyser er gitt i tabell 4. Det fremgår her at man i 1996-prøvene har sløffet analyser av klorerte/bromerte benzener/alkylbenzener (KB/KAB), som opprinnelig også forekom i høye konsentrasjoner i avløpsvannet. Bakgrunnen for denne utelatelsen er at nivåene av KAB i sjømat var såvidt redusert i 1992 (Knutzen et al. 1994) at disse forbindelsene hadde helt underordnet betydning for spiseligheten, og heller ikke lenger var anvendelige for å følge utviklingen i fjorden. De sumvariable EPOCl/EPOBr (ekstraherbart persistent organisk bundet klor/brom) er tidligere funnet vanskelig å bruke som overvåkingparametre i biologisk materiale (Knutzen et al. 1991, 1994) og er derfor bare analysert i et utvalg prøver fra innerst i fjorden (lever av torsk og filet av skrubbe fra omr. B/C, blåskjell fra st. 14 Silokai). Sonderende analyser av polyklorerte naftalener (PCN) er utført på torskelever og krabbesmør fra omr. B/C. Begrunnelsen for sistnevnte analyser er at PCN har vært en bestanddel av det dioksinholdige utslippet til Frierfjorden og at et par av forbindelsene har dioksinlignende egenskaper (Knutzen et al., 1996).

Tabell 4. Prøver, prøvesteder og analyser ved overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden okt.-des. 1996.¹⁾ For prøvesteder (fangstområder/blåskjellstasjoner), se figur 2.

Analyseprogram I: Parallele blandprøver til analyse på hhv. PCDF/PCDD/non-orto PCB og rutine klororganiske (HCB, OCS, Σ PCB₇, etc.).

Analyseprogram II : Individuelle analyser av rutine klororganiske.

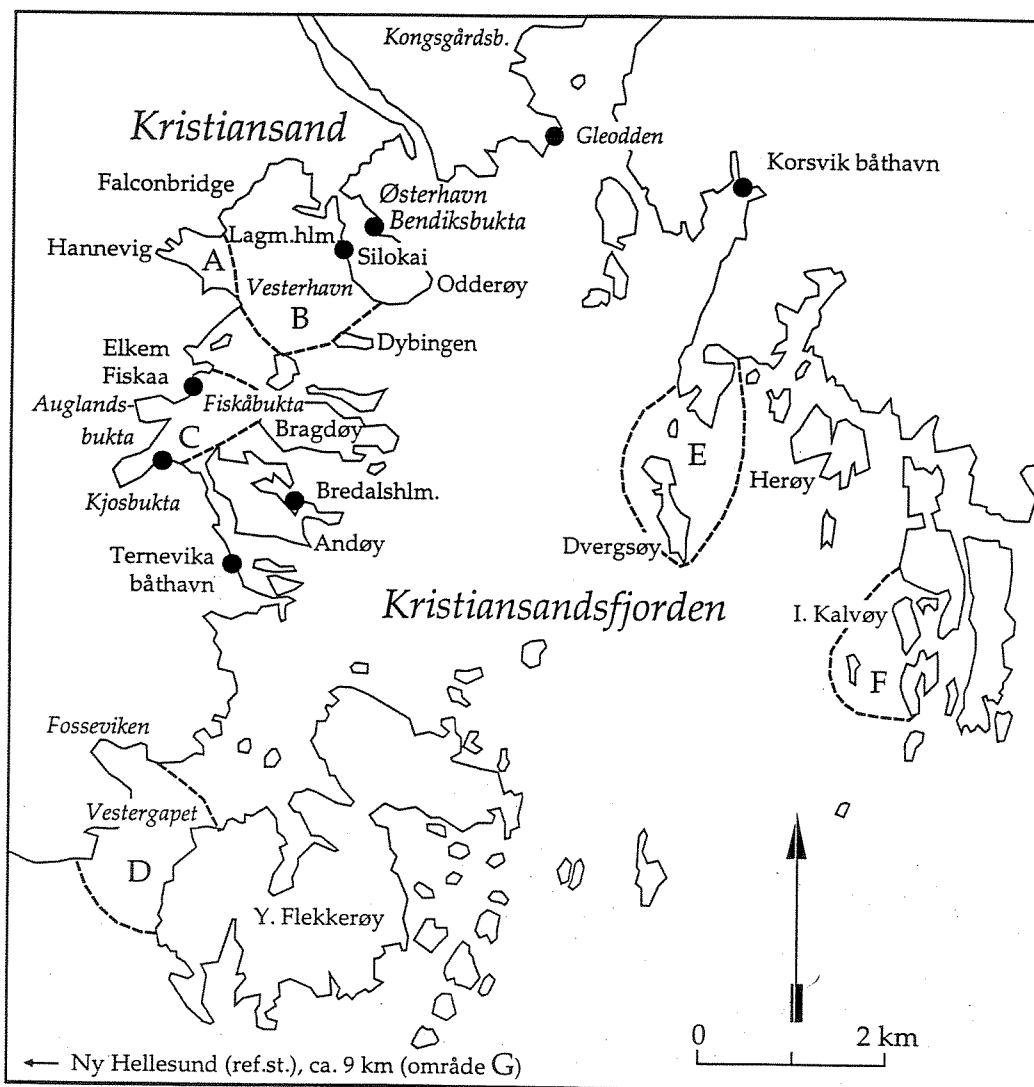
Analyseprogram III : Blandprøver til analyse på rutine klororganiske, PAH og TBT med nedbrytningsprodukter.

Prøver (arter/vev)	Prg. I	Prg. II	Prg. III
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)			
Lever	B/C, D,E,F,G ³⁾	B/C ⁴⁾	
Filet	B/C, D		
Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>)			
Filet	B/C, D		
Sjørret (<i>Salmo trutta</i>)			
Filet	B/C		
Krabbe (<i>Cancer pagurus</i>)			
Krabbesmør ²⁾	B/C, D,E,G		
Rest skallinnmat	B/C, E		
Blåskjell (bløtdeler)	st.4		st.4 ⁵⁾ , Div. ⁶⁾

- 1) I tillegg en analyse av rutine klororganiske i filet av sandflyndre (*Limanda limanda*) (for å sammenligne med akkumulering i skrubbe).
- 2) Hepatopancreas = fordøyelseskjertel. "Rest skallinnmat" er resten av skallinnmaten etter uttak av krabbesmør (omfatter ikke innholdet i "huset").
- 3) Dertil området på sydøstsiden av Bragdøya, betegnet "Bragdøy".
- 4) 20 av 25 eks. er analysert individuelt (alle 25 representert i blandprøven)
- 5) Ikke PAH
- 6) Gleodden lykt, Bendiksbukta, Elkem Carbon) kai/ ved pumpehus, Kjosbukta, Bredalsholmen, Ternevika båthavn, Korsvik marina

Mens analysene av klororganiske stoffer, utenom dioksiner og non-orto PCB, tidligere er utført på SINTEF_{SI}, er 1996-materialet analysert på NIVA. Utelatelse av spesialanalyser på klor-/bromalkylbenzener (KAB) har gjort det mulig å overføre analysene til NIVA (som ellers har stått for det vesentlige av slike analyser innen Statlig program for forurensningsovervåking). Sammenlignbarheten med tidligere data for hovedkomponentene HCB og OCS skulle være problemfri, mens det for PCBs vedkommende har vært en prinsipiell overgang fra å bestemme tot. PCB ut fra likhet mellom kromatogrammene av hhv. prøvene og kommersielle blandinger, til å kvantifisere et utvalg enkeltforbindelser (se nærmere om sammenlignbarheten for PCB i kap. 4.3).

I rapporteringen av PCB-resultatene benyttes Σ PCB₇ (sum av enkeltforbindelsene CB28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), mens forekomsten av enkeltforbindelsene (kongenere) fremgår av vedleggstabellene.



Figur 2. Fangstområder for fisk/krabber og stasjoner for innsamling av blåskjell i Kristiansandsfjorden nov. 1996. Referanseområde for fisk og krabber: Ny Hellesund (utenfor kart).

2.3 Analyser

Analysene av PCDF/PCDD (dioksiner) og non-orto PCB, samt orienterende målinger av polyklorerte natalener, er gjennomført ved NILU, mens de andre analysene er utført av NIVA.

Bestemmelse av prosent finstoff i sediment er gjort ved våtsikting. TOC/TN er bestemt med en CHN-elementanalysator.

Metaller, flussyreoppløsning

Metoden anvendes ved totaloppløsning av slam og sedimenter som skal analyseres med hensyn på metaller.

Prinsipp: Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes konge vann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atom-absorpsjon i flamme eller med grafittovn. Metoden brukes for følgende metaller (ikke kvikksølv): Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, V og Zn.

PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner)

Ved bestemmelse av PAH-komponenter ved NIVA tilsettes prøven 7 deutererte PAH-komponenter som indre standarder. De biologiske prøvene forsåpes med lut (KOH) og metanol (modifisert etter Grimmer og Bøhnke, 1975). Ekstraksjonen av PAH foretas med n-pentan eller cykloheksan og ekstraktet renses med DMF/vann (9:1) og ved kromatografering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført med GC/MSD (masseselektiv detektor). Resultatene kontrolleres ved jevnlig analyse av internasjonalt sertifisert referansemateriale for blåskjell (SRM 1974) og eget biologisk materiale. GC/MSD-instrumentet kalibreres hyppig ved bruk av sertifiserte PAH-standardblandinger. Relativt standardavvik for gjentatte bestemmelser av enkeltforbindelser av PAH er i middel 6.4% (1.2 - 13.4%) og deteksjonsgrensen er vanligvis ca. 0.2 µg/kg våtvekt/tørvekt, hhv. i organismer og sedimenter (men avhengig av prøvemengde).

Klororganiske forbindelser utenom non-orto PCB, PCDF/PCDD (dioksiner) og polyklorerte nafenaler (PCN)

For de klororganiske analysene ved NIVA blir frysetørret materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra cykloheksan-fasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes cykloheksanekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektsbestemmelse. For videre analyse veies en del av fett ut, løses i cykloheksan og forsåpes med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne data-program ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350,

makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene. Langtidsvariasjonsstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referansemateriale, gir et relativt standardavvik på mellom 5 - 10% for enkeltforbindelser av PCB (PCB kongenere). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-kongenere i området fra 0.1 til 0.2 µg/kg våtvekt.

PCDF/PCDD, non-orto PCB og PCN er bestemt ved NILU etter metodikk beskrevet hos Schlabach et al. (1993), Oehme et al. (1994) og Schlabach et al. (1995)

TBT (tributyltinn) med nedbrytningsprodukter er analysert etter metodikk beskrevet av Følsvik (1997).

Fettinnhold i organismer måles ved NIVA ved å ekstrahere prøven med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Cykloheksan-fasen som inneholder den ekstraherte fettmengde, inndampes til tørrhet og settes i varmeskap ved 105°C over natten til konstant vekt. Fettmengden bestemmes gravimetrisk. Ved NILU bestemmes fettinnholdet ved bruk av diklormetan og en blanding av cykloheksan/aceton. De to metoder har vist rimelig godt samsvar ved en intern ringtest med krabbesmør (total spredning på mindre enn 10 %). Imidlertid må man regne med større spredning og usikkerhet når det gjelder analyser i vev med lavt fettinnhold (<1-2 %, se nærmere i Knutzen et al. 1996). I foreliggende undersøkelser har det vært godt samsvar mellom resultatene fra NIVAs og NILUs fettbestemmelse i parallelle prøver av vev med høyt fettinnhold (torskelever, krabbesmør, <10 % avvik). For prøver med lavt fettinnhold (<2 %), har det derimot vært et par tilfeller med store avvik, der NIVA har registrert betydelig lavere fettinnhold enn NILU (jfr. tabell 8 med tabell 12-tabell 13).

NIVA er akkreditert for de angitte analyser, unntatt TBT. NILU er akkreditert for analyse av dioksiner og non-orto PCB, men foreløpig ikke for PCN.

3. Resultater og diskusjon - sedimenter

Rådata for analysene i sediment er gitt i Vedlegg C (NIVA-analyser av klororganiske stoffer utenom PCDF/PCDD og non-orto PCB), PAH, nikkel og hjelpevariablene % tørrstoff, organisk karbon (TOC), total nitrogen og kornfordeling) og Vedlegg D (NILU-analyser av PCDF/PCDD og non-orto PCB).

3.1 Visuell beskrivelse, innhold av finstoff og organisk karbon

Sedimenttypen varierte fra fin, grå leire i ytre fjord til sort mudder med lukt av hydrogensulfid i enkelte av buktene. Vedlegg A gir en visuell beskrivelse på de enkelte stasjonene samt vanddyp og posisjon. Alle prøvene, bortsett fra i Kongsgårdbukta og Marvika, var finkornige med 70-99 % av partiklene finere enn 63 µm. I Kongsgårdbukta og Marvika var prosentdelen henholdsvis 36 og 43. Innholdet av organisk karbon varierte fra 2,2 % på stasjon 12 i ytre fjord til ca. 11 prosent på stasjonene i Østerhavn, Kjosbukta og Auglandsbukta. Konsentrasjonene i de indre områdene tilsier tilførsler av organisk materiale utover det normale.

3.2 Konsentrasjoner og forurensningsgrad for klorerte forbindelser, polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og nikkel

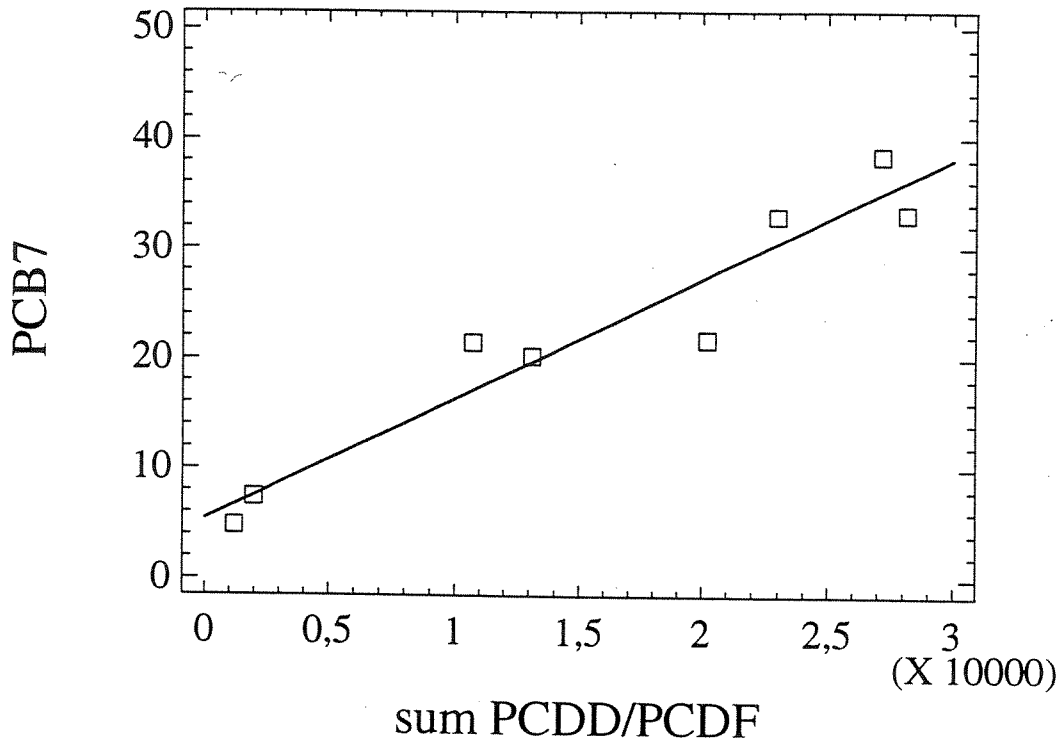
Basert på SFTs system for klassifisering av miljøgiftinnhold i sedimenter (Molvær et al. 1997), kan de forskjellige stasjonene grovt sett inndeles i tre grupper (tabell 5). I ytre fjordområde, representert ved stasjonene 9, 11 og 12, var nivåene av dioksiner/furaner, PCB og nikkel relativt lave slik at miljøtilstanden karakteriseres som ubetydelig/lite til moderat forurenset. Dog medførte konsentrasjonene av HCB at sedimentene havner i klasse III, markert forurenset, med hensyn på denne forbindelsen. I sentrale Vesterhavn var konsentrasjonene betydelig forhøyet og sedimentene må karakteriseres som markert til meget sterkt forurenset. Stasjonene i Fiskåbuktområdet samt Østerhavn, Marvika og Kongsgårdbukta hadde en miljøgiftpåvirkning som medførte at sedimentene betegnes som moderat til sterkt forurenset, meget sterkt med hensyn på HCB i Auglandsbukta (tabell 5). Det er verd å merke seg at forurensningsgraden med hensyn på PCB i Marvika plasserer denne stasjonen i samme klasse som stasjonen innerst i Hannevika. PCB konsentrasjonene i indre del av Hannevika var imidlertid dobbelt så høye som i Marvika (235 mot 109 µg/kg PCB₇).

Tabell 5. Klassifisering av miljøtilstand i henhold til SFTs inndeling (Molvær et al. 1997) av sedimenter (0-1 cm) i Kristiansandsfjorden. TE = toksisitetsekvivalenter for polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og polyklorerte dibenzofuraner (nordisk modell, Ahlborg 1989), PCB = polyklorerte bifenyler (sum av 7 kongenerer: nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), Ni = nikkell, HCB = heksaklorbenzen, EPOCl = ekstraherbart, persistent, organisk bundet klor. Alle forbindelsene er ikke analysert for alle stasjonene. Klassifiseringen for stasjon 17 og 18 representerer et gjennomsnitt av henholdsvis 5 og 9 parallelle prøver.

Stasjon	Klasse I Ubetydelig- lite forurenset	Klasse II Moderat forurenset	Klasse III Markert forurenset	Klasse IV Sterkt forurenset	Klasse V Meget sterkt forurenset
9 (ytre fjord)		TE PCB Ni	HCB		
11 (ytre fjord)	PCB	TE Ni	HCB		
12 (ytre fjord)	PCB	TE Ni	HCB		
18 (Vesterhavn)			PCB Ni	TE EPOCl	HCB
35 (nær Falconbridge)			PCB	TE	Ni HCB
Hannevika (indre)				PCB	HCB
17 (nær Elkem Carbon)			PCB		PAH HCB
16 (Fiskåbukta)		TE	PCB Ni		
Kjosbukta		PCB	HCB	PAH	
Auglandsbukta			PCB		HCB
Andøy		PCB	HCB	PAH	
Østerhavn		PCB	HCB	PAH	
Marvika		HCB		PCB PAH	
Kongsgårdbukta		PCB		PAH HCB	

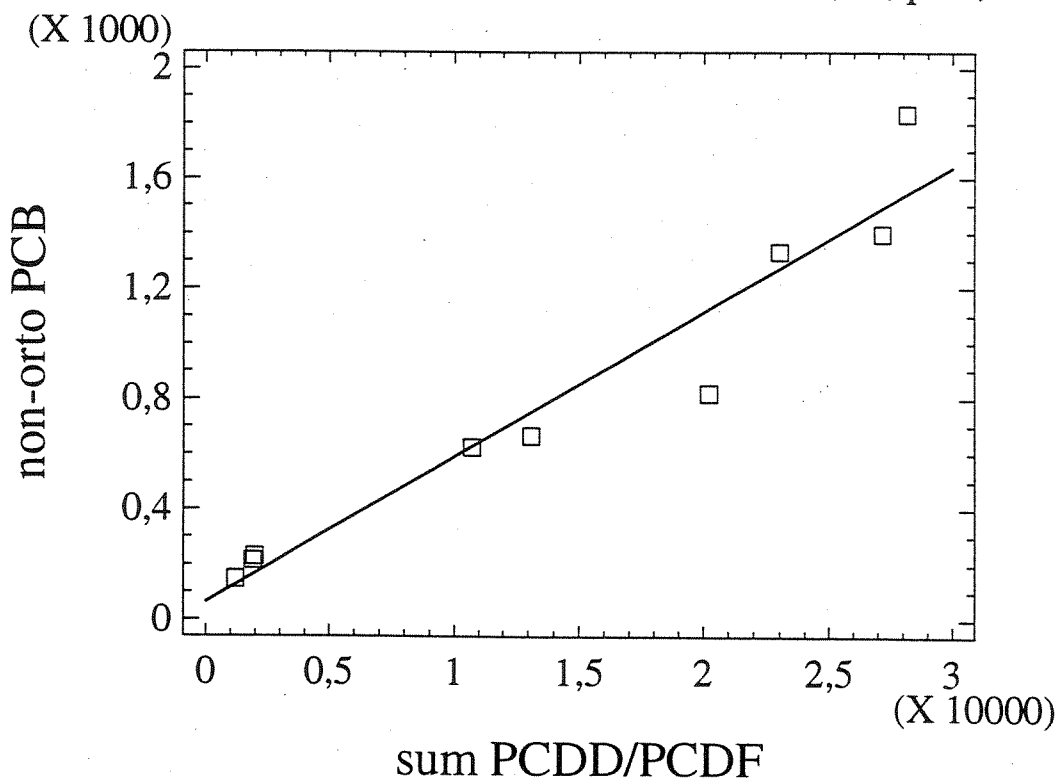
Falconbridge Nikkelverk har vært den viktigste kilden til klorerte forbindelser og metaller i Kristiansandsfjorden. Det er derfor en klar tendens til at konsentrasjonene av for eksempel dioksiner, heksaklorbenzen og nikkell avtar med økende avstand fra bedriften. Det har vært noe mere usikkert med hensyn til kilden for PCB og da spesielt non-orto PCB. De siste er en type PCB forbindelser som har dioksinlignende egenskaper og som idag er de viktigste i kostholdsrådsammenheng. Resultatene viser at det er en svært god samvariasjon mellom PCB-forbindelsene og hovedkomponentene i utslippet fra Falconbridge (figur 3 og figur 4). Selv om dette ikke nødvendigvis betyr et årsak-virkningsforhold, sannsynliggjør resultatene at utslippene fra Falconbridge også har vært en viktig kilde for disse forbindelsene. Den påviste statistiske sammenheng utelukker likevel ikke andre kilder. Høyt PCB-innhold i sedimenter er funnet i en rekke norske havner (se bl.a. Konieczny og Juliussen, 1995).

$R^2 = 0,92, p < 0,01$



Figur 3. Regresjon av PCB₇ (µg/kg) mot sum PCDD/PCDF (ng/kg) i sedimentene.

$R^2 = 0,93, p < 0,01$



Figur 4. Regresjon av non-orto PCB (ng/kg) mot sum PCDD/PCDF (ng/kg) i sedimentene.

Figur 4 og tabell 6 viser at toksisitetsbidraget fra non-orto PCB stort sett var omkring en tiendepart (5-18%) av bidraget fra dioksinene. Dette er i motsetning til i det biologiske materiale hvor toksisiteten fra non-orto PCB var like høyt og tildels oversteg toksitetsbidraget fra dioksinene. Til sammenligning var bidraget fra non-orto PCB likt eller større det fra dioksiner i prøver samlet ved Haakonsværn (Knutzen og Biseth 1994) og i Bergen havn (Knutzen et al. 1995b).

Tabell 6. Toksitetsekvivalenter fra dioksiner og non-orto PCB (TE, ng/kg, beregnet etter hhv. Ahlborg (1989) og Ahlborg et al. (1994).

Stasjon	9	11	12	16	18	35
TE-dioksin	27,9	20,3	20,2	27,9	280	426
TE-non-orto PCB	5,16	1,67	0,99	2,21	18,3	29,9
% TE-PCB av TE-dioksin	18	8	5	8	7	7

Konsentrasjonene av klorerte forbindelser i Kjosbukta, Auglandsbukta og ved Andøy faller stort sett inn i det generelle avstandsmønsteret fra Falconbridge. Dog skal det påpekes at et høyt PCB-innhold på stasjon 17 avvek noe fra avstandsmønsteret. En såkalt prinsipal komponent analyse (ikke vist), gjennomført for å vurdere forskjeller i sammensetningen av de klorerte forbindelsene, viste at PCB-profilen (den relative sammensetningen av de forskjellige forbindelsene) var lik for stasjonene i Vesterhavn/Fiskåbuktområdet. Dataene peker ikke på vesentlige kilder i de lokale buktene i Vesterhavnområdet. Den høye konsentrasjonen av PCB i Marvika tyder imidlertid på lokale kilder. Analysene viste også et PCB-mønsteret på stasjonen i Østerhavn og i Kongsgårdbukta avvek noe fra de andre stasjonene. Dette tyder også på lokale kilder selv om konsentrasjonene var relativt lave (klasse moderat forurenset). Disse to stasjonene, og spesielt den i Kongsgårdbukta, hadde også et relativt høyt innhold av DDE.

Konsentrasjonene av PAH var høye (klasse sterkt til meget sterkt forurenset) i hele Vesterhavn/Fiskåbuktområdet. Hovedkilden for tilførsler av PAH-forbindelser til Kristansandsfjordområdet har vært Elkem Carbon (tidligere Elkem Fiskaa). Det er sannsynlig at tilførsler herfra også har påvirket Kjosbukta og stasjonen ved Andøy. I forhold til de andre stasjonene hadde prøvene nær Elkem Carbon relativt sett høyere innslag av forbindelser som fenantren, antrasen og fluoranten. PAH-profilen i prøvene tatt ved Andøy og i Kjosbukta hadde et høyere innhold av tyngre forbindelser. Dette tyder på at det også er en påvirkning fra lokale kilder (forbrenning, skipseksos). Som for de klorerte forbindelsene, peker konsentrasjonene av PAH i sedimentene fra Marvika, Østerhavn og Kongsgårdbukta også på lokale kilder. Profilsammensetningen gir ingen entydig indikasjon om kildetype, men alle tre områdene er trolig påvirket av PAH både med olje og forbrenning som kilde. Østerhavnstasjonen var tydeligst påvirket av oljerelaterte PAH-komponenter og Kongsgårdbukta tydeligst av forbrenningsrelaterte PAHer.

Tidligere undersøkelser har vist at metallforurensningen av området i hovedsak var konsentrert til Vesterhavn/Fiskåbuktområdet og at påvirkningen primært skyldes utslipp fra Falconbridge. De metallene som har vært viktige i miljømessig sammenheng, har fulgt fordelingen av nikkel. I denne undersøkelsen er derfor kun nikkel analysert og i hovedsak brukt for å illustrere forandring i metallbelastning over tid.

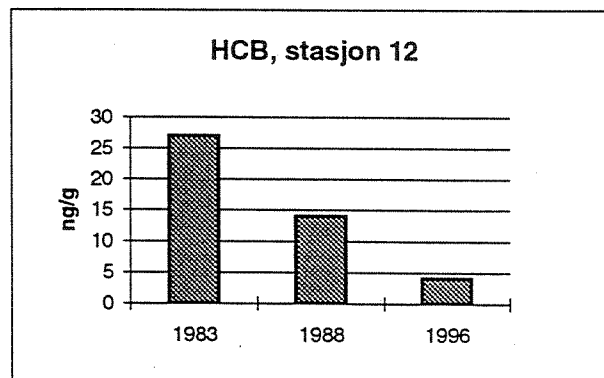
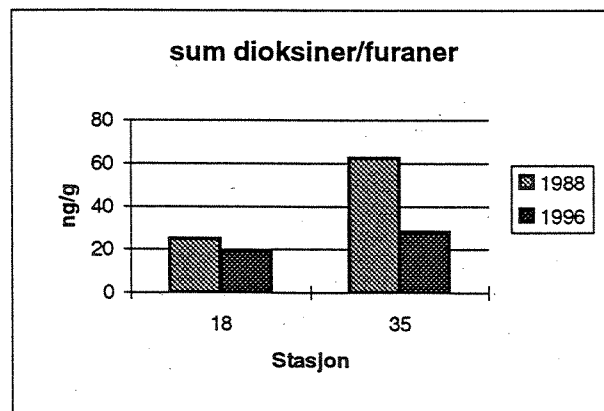
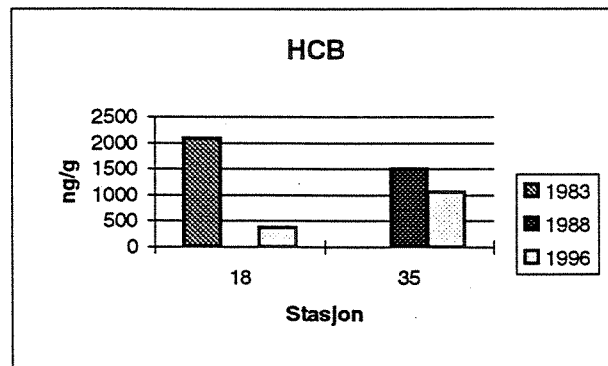
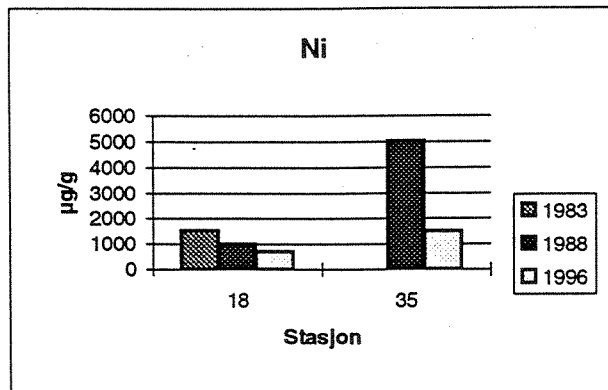
3.3 Sammenligning med tidligere undersøkelser

Større undersøkelser av miljøgiftinnholdet i sedimentene i Kristiansandsfjorden er tidligere gjennomført i 1983 (Næs 1985), i 1988 (Knutzen et al. 1991) og i 1991 (Næs 1992). Sistnevnte omfattet kun fordeling av PAH i sedimentene i nærområdene til Elkem Carbon. En sammenligning av konsentrasjonene i 1983 og 1988 med de fra 1996 er vist i figur 5 for nikkell, heksaklorbenzen og sum dioksiner/furaner. Det er en generell nedgang i konsentrasjonene både i forhold til 1983 og 1988. Nedgangen var sterkest på stasjonen nærmest Falconbridge (stasjon 35) hvor det er opp til en halvering i forhold til 1988.

For å avgjøre om en forandring i konsentrasjonene over tid som følge av endrede utslippsmengder er statistisk signifikant, må man ha valgt ut en eller flere stasjoner hvor den naturlige variasjonen innenfor stasjonen er kjent (se også kapittel 3.4). En slik overvåkingsstasjon er ikke valgt før i denne undersøkelsen for komponenter som i hovedsak skyldes utslipp fra Falconbridge. Reduksjonen i innholdet av nikkell og de klorerte forbindelsene kan derfor ikke testes statistisk. Imidlertid, ved undersøkelsen i 1991 i nærområdet til Elkem Carbon ble 11 parallelle prøver fra en utvalgt overvåkingsstasjon for PAH analysert. Samme stasjon ble prøvetatt i 1996 og 9 parallelle prøver analysert. Resultatene viser at konsentrasjonene i 1996 var signifikant ($p < 0,01$) høyere enn i 1991. Gjennomsnitt og 95 % konfidensintervall var 40600 ± 5730 og 27050 ± 4560 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sum PAH for henholdsvis 1996 og 1991. Dette er et noe uventet resultat idet tiltak ved Elkem Carbon skulle tilsi at konsentrasjonene var lavere enn i 1991. Fra bedriften opplyses imidlertid at det høsten 1994 ble foretatt noe forflytning av masse langs ytre del av kaia. Det har også vært at økende antall selvassisterte båter, det vil si med kraftige sidepropeller som har medført økt oppvirvling av sedimentene i området. Omfordeling av dypereliggende lag med høyt PAH-innhold, samt oppvirvling og påfølgende sedimentasjon av forurensede partikler på overvåkingsstasjonen er dermed mulige forklaringer på økingen i overflate-lagets PAH-konsentrasjon.

3.4 Variasjon i konsentrasjon innen én stasjon og betydning for overvåkingsstrategi

Hvis resultatene fra en undersøkelse skal brukes til å detektere forandring over tid som følge av endrede utslippsmengder, er det nødvendig å kjenne til hvor mye konsentrasjonene naturlig varierer innenfor en stasjon. På stasjon 17, som skal detektere forandring i PAH-belastning, ble det analysert 9 parallelle prøver. Utvalgstørrelsen er gjort på grunnlag av undersøkelsen i 1991 (Næs 1992). Stasjon 18 ble valgt som overvåkingsstasjon for belastning med klororganiske stoffer. Her var det ikke tidligere analysert parallelle prøver og en utvalgstørrelse på fem ble valgt. Resultatene viser at det er betydelige variasjoner innefor en og samme stasjon, tabell 7. I tabellen er også det analytiske relative standardavviket (RSA) oppført. Den angir altså analysepresisjonen. Verdien for Ni, PCB og PAH er hentet fra NIVAs akkrediteringsdokumenter. Siden PCB₇ og PAH er sumvariable, angis RSA med variasjonsbredden for enkeltforbindelsen med lavest/høyest verdi. For PAHs vedkommende er det kun en forbindelse (antrasen) som har en RSA på 21 %. Hoveddelen ligger i området 10 %. Verdien for HCB er antatt å være som for PCB, mens NILU oppgir er ca.-verdi for dioksinbestemmelsen. Tabell 7 viser at for Ni har ikke den analytiske variasjonen noe betydning sammenlignet med den feltmessige. Det samme ser ut til å gjelde for HCB og ΣPCB_7 , mens den analytiske og feltmessige variasjonen er mere likestilte PAH. For dioksiner tyder resultatene på at den analytiske variasjonen gir et vesentlig bidrag til den totale variasjonen innenfor stasjonen. Tabellen viser klart muligheten for feilkonklusjoner om øking/nedgang i belastning hvis dette baseres på kun en prøve innenfor en gitt stasjon.



Figur 5. Sammenligning av konsentrasjonene i 1983 og 1988 med de fra 1996 for nikkel (Ni), heksaklorbenzen (HCB) og sum dioksiner/furaner (PCDD/PCDF).

Tabell 7. Variasjon i konsentrasjonen av nikkel (Ni), heksaklorbenzen (HCB), polyklorerte bifenyler (Σ PCB₇, "seven Dutch"), polyklorerte dibenzodioxiner/-furaner (PCDD/PCDF) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) på de to overvåkingsstasjonene. RSA angir relativt standard avvik, dvs. standardavviket i prosent av middelverdien.

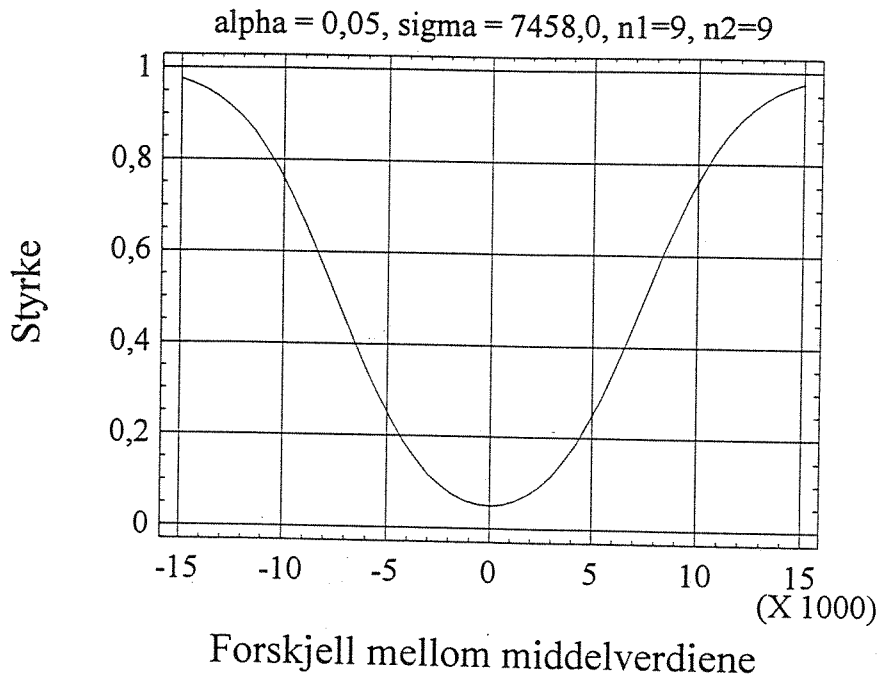
	Stasjon 17 (n=9)			Stasjon 18 (n=5)			analytisk RSA
	Gj. snitt	Min. - maks.	RSA	Gj. snitt	Min. - maks.	RSA	
Ni				705	476-975	32	3
HCB	381	237-493	23	365	189-582	49	10?
PCB ₇	51	34-63	19	27	20-38	30	5-9
PCDD/PCDF				18839	10741-27144	36	25?
PAH	40665	25120-53532	18				3-21

Resultatene i tabell 7 gir føringer for hvorledes den fremtidige overvåkingen, som har som hensikt å spore tidsutviklingen i konsentrasjonene, bør planlegges. Det må på forhånd tas stilling til størrelsen på forandringen man ønsker å detektere, hvilket sannsynlighetsnivå man setter (Type I feil) og hvilken sannsynlighet man vil ha for statistisk å påvise forandringen (Type II feil). Eksempelvis kan dette illustreres gjennom en såkalt styrkefunksjon for PAH og PCB₇ (figur 6 og figur 7).

For PAH gir styrkefunksjonen i figur 6 at man eksempelvis har en 80 % sannsynlighet for å påvise en 25 % endring (10000 µg/g sum PAH) i forhold til dagens middelverdi (40665 µg/g sum PAH) hvis 10 parallelle prøver analyseres og hvis man forlanger 95 % sannsynlighetsnivå. På grunn av færre analyserte parallelle prøver på st. 18 og dermed en dårligere estimert middelverdi for PCB₇, har man tilsvarende knapt 20 og knapt 60 % sannsynlighet for å oppdage en forandring på henholdsvis 25 og 50 % av middelverdien på 27 µg/kg (figur 7, venstre halvdel). Effekten av å øke antall paralleller, og dermed oppnå et bedre estimat for middelverdien, ses i figur 7 (st. 17). Her er 9 paralleller analysert for PCB₇ (middelverdi 51 µg/kg). En 20% forandring i middelverdi kan påvises med 60% sannsynlighet, mens en 35% forandring kan påvises med hele 96% sannsynlighet. Hvis man setter lavere signifikansnivå, vil sannsynligheten øke. For begge variablene er en tosidig test forutsatt.

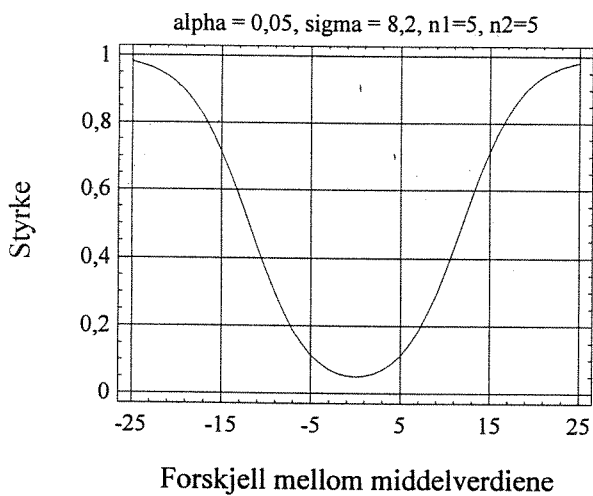
For den framtidige overvåkingen av Kristiansandsfjorden vil det derfor være riktig å minimalisere antall stasjoner, men maksimere antall parallelle prøver fra overvåkingsstasjonen, hvis formålet er å påvise forandring i konsentrasjoner som følge av endring i utslippsmengder. Videre, siden de aktuelle analysevariable er tildels sterkt interkorrelerte, kan det være aktuelt å velge et redusert variabelutvalg.

Styrkefunksjon PAH st. 17

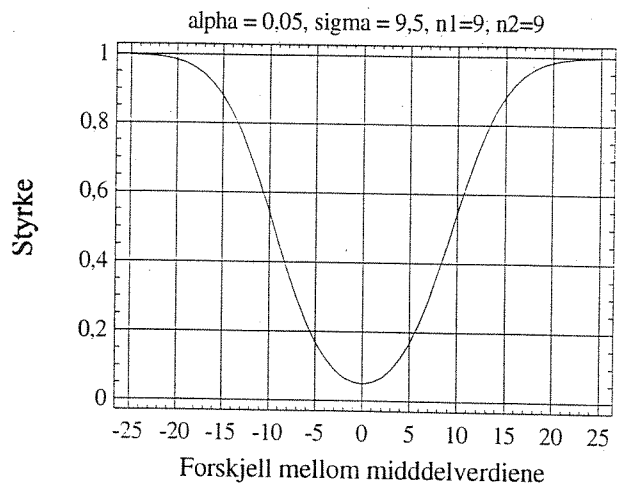


Figur 6. Styrkefunksjon for sum PAH på stasjon 17.

Styrkefunksjon PCB7 st. 18



Styrkefunksjon PCB7 st.17



Figur 7. Styrkefunksjoner for sum PCB₇, henholdsvis på stasjonene 18 (til v.) og 17.

4. Resultater og diskusjon - organismer

4.1 Dioksiner og plane PCB

Rådata for analysene i organismer av dioksiner og non-orto PCB finnes i Vedlegg E.

4.1.1 Konsentrasjoner og forurensningsgrad

Sammendraget av analyseresultatene basert på toksisitetsekvalenter fra de to gruppene av forbindelser viser fremdeles markant forurensning i innerste del fjorden og raskt fallende konsentrasjoner utover (tabell 8). Sammenlignet med antatt høyt bakgrunnsnivå fra bare diffus belastning (fjernt fra punktkilder), eller øvre grense for klasse I i SFTs nylig reviderte klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997), representerte verdiene for $TE_{PCDF/D}$ i **torskelever/torskefilet, skrubbefilet og krabbesmør** overkonsentrasjoner på henholdsvis ca. 2, 13 og 9 ganger. Forskjellen mellom artene mht. forurensningsgrad kan sannsynligvis tilskrives en kombinasjon av ulikhet i eksponeringsgrad og bundethet til fangstområdet (begge størst for krabbe og skrubbe).

Når torsk fanget mer enn 2-3 km fra kildeområdet, viser lavere konsentrasjoner enn de 15 ng $TE_{PCDF/D}$ stipulert som antatt høyt diffust bakgrunnsnivå (Molvær et al. 1997), tyder dette på at referanseverdien fremdeles kan være satt noe for høyt.

Imidlertid kan det slås fast at dioksinforurensningen i fisk og krabbe i hovedsaken begrenser seg til området fra Bragdøya (med tydelig påvirkning i torskelever) og innover. Med et visst forbehold for krabbe fra Fossevika ((overkonsentrasjon på ca. 2 ganger) atskiller verdiene fra fangststedene i ytre fjord seg lite fra registreringene i torsk og krabbe fra referansestasjonen ved Ny Hellesund).

Dioksininnholdet i **blåskjell** Silokaia (st.4, figur 1) representerte en overkonsentrasjon på mer enn 5 ganger. Det er ikke mulig å si om dette bare skyldes det gjenværende direkte utslipp på 0.2-0.3 g TE/år, men erfaringer fra overvåkingen i Grenlandsfjordene tyder så langt også på at selv meget små mengder dioksiner kan gi markerte utslag og dessuten være sporbare over en betydelig strekning (Knutzen et al. 1996).

I slutten av september 1996 (dvs. 2 måneder før prøven fra st. 4) ble det innen delprogrammet INDEKS av Statlig program for forurensningsovervåking samlet inn blåskjell fra vestsiden av Odderøya og fra Fiskåtangen. Dioksinanalysene av disse prøvene viste henholdsvis 0.72 og 2.25 ng TE/kg v.v. (NIVA/NILU upubl.), dvs. gjennomsnitt omtrent som prøven fra st. 4 (tabell 8).

Sjørørresultatene baserer seg bare på analyse av 2 eksemplarer og må dermed tas med forbehold. Det registrerte dioksinnivået må anses som lavt.

Tabell 8. PCDF/PCDD og non-orto PCB (sum av nr. 77, 126, 163) i fisk, hanner av taskekrabbe og i blåskjell fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (referansestasjon) 1996, angitt som ng TE (toksisitetsekvivalenter)/kg våtvekt og ng TE/kg fett. (TEF (toksisitetsekvivalentfaktorer) fra Ahlborg 1989 og Ahlborg et al. 1994). Områdebetegnelser og stasjonsnr.: Se figur 2.

Arter, omr. (st.)	ng TE/kg våtvekt			% fett	ng TE/kg fett		
	PCDF/D	n.o. PCB	Sum TE		PCDF/D	n.-o. PCB	Sum TE
Torsk, lever							
Omr. B/C, Dybingen	28.1	153	181	40.8	68.9	375	444
Bragdøya	16.9	77.8	94.7	48.7	34.7	160	194
Omr. D, Fossevika	9.0	37.2	46.2	39.6	22.7	93.9	117
Omr. E, Dvergsøy	9.8	45.0	54.8	45.7	21.4	98.5	120
Omr. F, I. Kalvøy	5.2	21.9	27.1	34.0	15.4	64.4	79.8
Omr. G, Ny Hellesund	6.2	27.8	34.0	48.3	12.8	57.6	70.4
Torsk, filét							
Omr. B/C, Dybingen	0.20	0.43	0.63	0.30	66.7	143.3	210
Omr. D, Fossevika	0.12	0.09	0.21	0.30	40	30	70
Skrubbe, filét							
Omr. B/C, Dybingen	1.31	1.48	2.79	0.59	222	251	473
Omr. D, Fossevika	0.16	0.19	0.35	0.44	36.4	43.2	79.5
Sjørret, filét							
Omr. B/C, Fiskåtangen	0.37	0.47	0.84	0.70	52.9	67.1	120
Krabbesmør							
Omr. B/C, Dybingen	87.8	56.5	144	15.2	578	372	949
Omr. D, Fossevika	20.9	13.4	34.3	17.0	123	78.8	202
Omr. E, Dvergsøy	12.5	9.46	22.0	11.9	105	79.5	185
Omr. G, Ny Hellesund	8.20	5.33	13.5	16.0	51.3	33.3	84.6
Krabbe, rest innmat							
Omr. B/C, Dybingen	16.3	8.72	25.0	2.2	741	396	1137
Omr. E, Dvergsøy	2.82	1.51	4.33	2.3	123	65.7	188
Blåskjell							
St. 4, Silokai	1.34	1.40	2.74	1.5	89.3	93.3	183

Samsvarende med resultatene fra overvåkingen i 1992 viser også 1996-dataene for torsk at **TE-bidraget fra non-orto PCB** var betydelig større enn fra dioksiner (tabell 8). I skrubbe, krabbe og blåskjell var det relative bidraget fra non-orto PCB mindre, dvs. omtrent som fra PCDF/PCDD eller en del lavere (krabbe); også dette i likhet med forrige gang (Knutzen et al. 1994).

I motsetning til det like store bidraget til sum TE fra dioksiner og non-orto PCB i blåskjell fra st. 4 (kfr. tabell 8) viste de forannenvte INDEKS-prøver av skjell omtrent dobbelt så stort bidrag fra non-orto PCB, dvs. 1.69/4.15 ng TE/kg v.v.

Samsvarende med i sedimentene (Vedlegg D), kom det helt dominerende $TE_{n-o.PCB}$ -bidraget (>90-95 %) fra PCB 126, mens nr 169 og særlig nr 77 spilte en underordnet rolle. Sistnevnte viste heller ingen avstandsgradient i torskelever (dvs. nesten like høy konsentrasjon ytterst som innerst). Samme dominans av nr. 126 ble observert i 1992-materialet (kfr. vedlegg i Knutzen et al. 1994).

Foreløpig er det ikke samlet og vurdert nok data fra referansestasjoner til å anslå "høyt diffust bakgrunnsnivå" for $TE_{n-o.PCB}$ i spiselige organismer fra norskekysten. Imidlertid er det i lever av torsk/skrei fra Nord-Norge observert $TE_{n-o.PCB}$ såvidt høyt som 30-50 ng/kg v.v. (3 prøver, Solberg et al. 1997), dvs. mer enn det som her er funnet i ytre fjord og på referansestasjonen (kfr. tabell 8). I et par prøver av krabbesmør fra Runde (Møre) og Risør er det registrert 12-13 ng $TE_{n-o.PCB}$ /kg v.v. (NIVA/NILU, unpubl.), m.a. o. også i dette tilfellet høyere enn ved Ny Hellesund (tabell 8). Resultater så langt tyder på at man i torskelever sannsynligvis må regnes med et betydelig høyere "bakgrunnsnivå" av TE fra non-orto PCB enn for dioksiner; i skrubbe, krabbesmør og blåskjell et mer likt bidrag til sum toksisitetsekvivalenter fra de to stoffgruppene.

Tabell 9. Sum toksisitetsekvivalenter (avrundet) fra PCDF/D ($TE_{PCDF/D}$), non-orto PCB (nr. 77, 126, 169), utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) og utvalgte di-orto PCB (138, 153) i biologisk materiale fra Kristiansandsfjorden 1996, ng TE/kg våtvekt. (Sum TE også ng/kg fett).*)

Arter/Omr.	$TE_{PCDF/D}$	$TE_{n.-o.PCB}$	$TE_{m.-o.PCB}$	$TE_{di.-o.PCB}$	Sum TE		% fett
					Våtv. basis	Fett-basis	
Torsk, lever							
Omr. B/C, Dybingen	28.1	153	20.8	5.84	208	509	40.8
Bragdøya	16.9	77.8	16.9	4.26	116	238	48.7
Omr. D, Fossevika	9.0	37.2	17.7	4.32	68.2	172	39.6
Omr. E, Dvergsøy	9.8	45.0	23.0	4.76	82.6	181	45.7
Omr. F, I. Kalvøy	5.2	21.9	8.4	2.42	37.9	112	34.0
Omr. G, Ny Hellesund	6.2	27.8	10.7	2.60	47.3	98	48.3
Torsk, filét							
Omr. B/C, Dybingen	0.20	0.43	0.18	0.03	0.84	280	0.30
Omr. D, Fossevika	0.12	0.09	0.07	0.01	0.29	97	0.30
Skrubbe, filét							
Omr. B/C, Dybingen	1.31	1.48	0.35	0.05	3.19	541	0.59
Omr. D, Fossevika	0.16	0.19	≈0.03	<0.01	≈0.39	≈89	0.44
Sjørret, filét							
Omr. B, Fiskåtangen	0.37	0.47	0.07	<0.02	0.92	131	0.70
Krabbesmør							
Omr. B/C, Dybingen	87.8	56.5	10.1	2.0	156	1029	15.2
Omr. D, Fossevika	20.9	13.4	4.0	1.0	39.3	231	17.0
Omr. E, Dvergsøy	12.5	9.46	3.7	0.86	26.5	249	11.9
Omr. G, Ny Hellesund	8.20	5.33	2.2	0.59	16.3	102	16.0
Krabbe, rest skallinnmat							
Omr. B/C, Dybingen	16.3	8.72	1.46	0.31	26.8	1245	2.2
Omr. E, Dvergsøy	2.82	1.51	0.50	0.12	5.0	220	2.3
Blåskjell							
St. 4, Silokai	1.34	1.40	0.31	0.07	3.1	208	1.5

*) Brukt fett % fra NILU-analysene også til beregning av TE fra mono- og di-orto PCB.

Antas (med forbehold om få verdier) at høyt bakgrunnsnivå av non-orto PCB er ca 30/10 ng/kg hhv. i torskelever og krabbesmør, fås overkonsentrasjoner av $TE_{n.o.PCB}$ i torskelever og krabbesmør fra de innerste prøvestedene på ca. 5 ganger (kfr. tabell 8). Utenfor område B/C og Bragdøya synes det bare å være ubetydelig lokal påvirkning,

Avstandsgradientene for TE fra dioksiner og non-orto PCB var omtrent likeartet og for øvrig omlag som observert i 1992 (Knutzen et al. 1994).

Siden også mono- og di-orto PCB gir et bidrag til sum TE, er disse verdiene samholdt med $TE_{PCDF/D}$ og $TE_{n.o.PCB}$ i tabell 9. Det fremgår at bidraget fra mono- og di-orto forbindelsene har underordnet betydning i krabbe, blåskjell, skrubbe og sjørret (10-15 % av sum TE). Dette var også deres relative andel av samlet giftighetspotensiale i torskelever fra innerst i fjorden, mens den forholdsvismessige betydningen økte noe utover (til 25-30 %). Man kan merke seg at bidraget til TE i torskelever fra mono-/di-orto PCB var av samme størrelse som dioksingiftigheten på de to innerste prøvestedene og omtrent dobbelt så stor på lokalitetene lenger ut.

Tar man hensyn til fortyningseffekten fra resten av skallinnmaten i krabber, fås konsentrasjoner av **sum TE i hele skallinnholdet** (eksklusiv "huset" med sitt innhold av magrere muskelvev) av krabbene fra indre fjord og ved Dvergøy på hhv. 92.7 og 16.8 ng/kg v.v. (Stort sett utgjør krabbesmøret 40-60 % av hele skallinnmaten, på de fire stasjonene i denne undersøkelsen 51-59 %, kfr. Vedlegg B).

På bakgrunn av en anbefalt øvre grense for ukentlig - livslangt - inntak hos voksne på 2 ng TE (Ahlborg et al. 1988), må ovenstående resultater vurderes av næringsmiddelmyndighetene. Selv om det kan konstateres en bedring mht. dioksinforurensning (se nedenfor), er denne marginal i forhold til sum TE i fisk og skalldyr fra innerste del av fjorden, og det kan neppe ventes noen endring i de innledningsvis nevnte kostholdsråd/restriksjoner på omsetning (kap. 1).

4.1.2 Utvikling

Utviklingen mht. $TE_{PCDF/D}$ ses av figur 9 til figur 13, som viser de registrerte konsentrasjonene av dioksiner på våtvekt- og fettbasis i torskelever 1984-1996 (figur 8 og figur 9) og skrubbefilet 1982-1996 (figur 10 og figur 11), samt på fettbasis i krabbesmør 1986-1996 (figur 12) og blåskjell 1986-1996 (figur 13). Omregningen til fettbasis utlikner forskjeller som har sammenheng med prøvenes varierende fettinnhold, slik at ikke denne faktor innvirker på det registrerte utviklingsforløp. (Denne korreksjonsfaktoren er imidlertid først og fremst berettiget ved data for fettrike vev, slik som lever og krabbesmør. I magert vev kan fettbestemmelsen i seg selv være såvidt usikker at korreksjonen for fettinnhold kan slå ut på en misvisende måte).

Tendensen for både $TE_{PCDF/D}$ og $TE_{n.o.PCB}$ på de innerste prøvestedene i fjorden er oppsummert i tabell 10.

Både i **torsk og skrubbe** fra Vesterhavnområdet (omr. B/C) synes det å ha vært en klar nedgang i både $TE_{PCDF/D}$ og $TE_{n.o.PCB}$ fra 1992 til 1996, mens noe tilsvarende ikke er registrert i **krabbe eller blåskjell**. For reduksjonen i fisk må det tas forbehold om at variasjonene også kan ha sammenheng med at vandringshistorien til de individene i prøvene kan være noe forskjellig fra år til år. Her gjelder dette særlig skrubbe, som mht. eksponering direkte fra sediment og via forurenset næring skulle kunne sidestilles med krabbe, der det ikke ble funnet noen nedgang.

Det er grunn til å merke seg at minskingen i direkte utslipp fra ca. 0.6/1.6 g $TE_{PCDF/D}$ i 1991/1992 til 0.2-0.3 g i 1995-96 ikke har gitt et samsvarende utslag i blåskjell, slik man skulle forvente. Forholdet reiser spørsmålet om blåskjell i Hannevigsbukta-Vesterhavn området også utsettes for dioksiner fra sedimenter på relativt grunt vann, f.eks ved oppvirvling i propellvann. Dioksinene kan også mobili-

seres ved mudring/dumping/utfylling, som det har vært flere tilfeller av i indre Kristiansandsfjorden. Utfyllingen ved Essokaia våren 1996 resulterte sannsynligvis bare i tilførsel av meget små mengder til overflatelaget (NIVA-notat av 30/4-96), men erfaringer fra Grenlandsfjordene tilsier at det heller ikke skal mye til før det registreres betydelig overkonsentrasjoner i skjell (Knutzen et al., 1998).

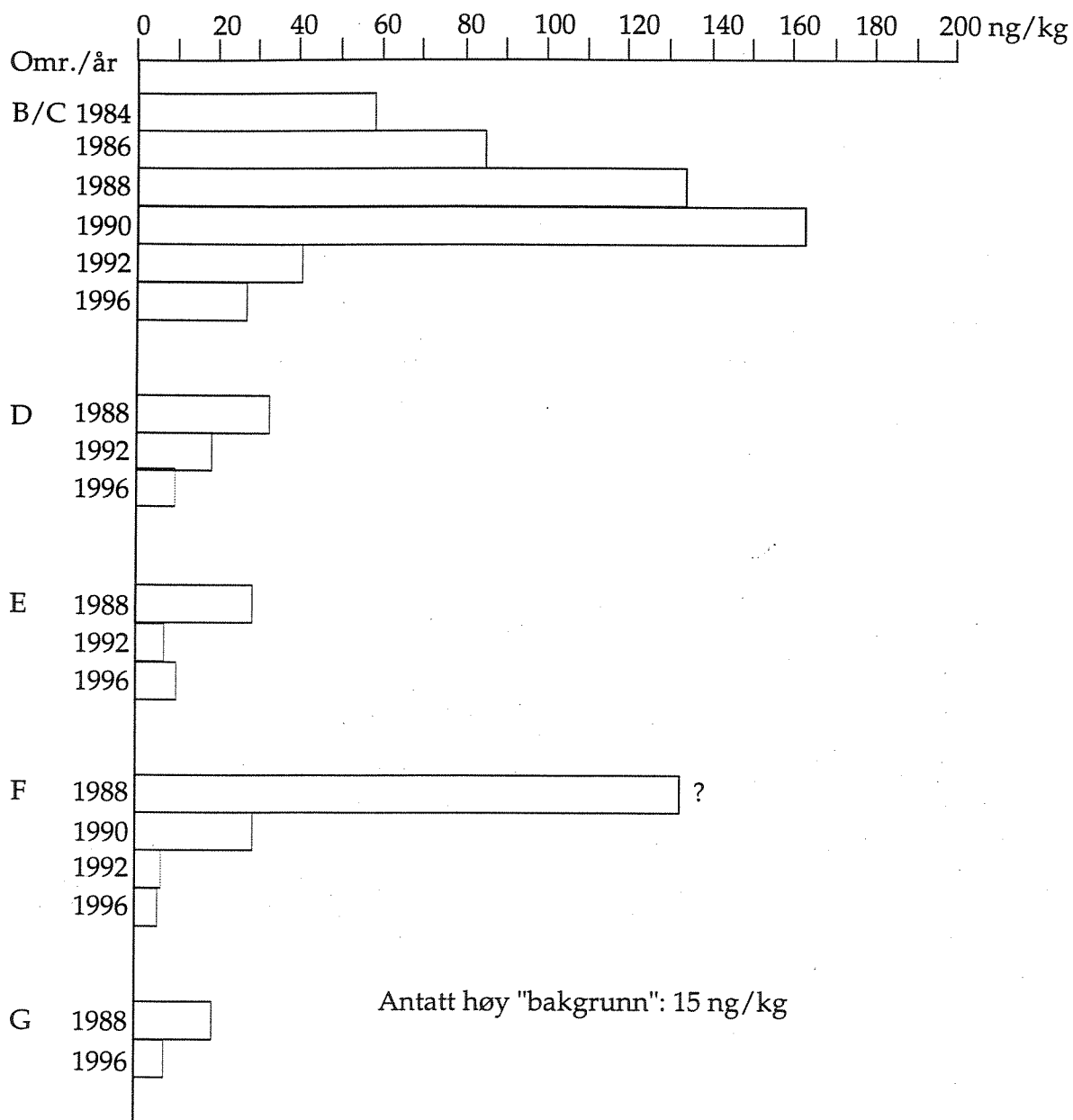
Tabell 10. TE_{PCDF/D} og TE_{n.o. PCB} i lever av torsk (*Gadus morhua*), filet av skrubbe (*Platichthys flesus*), skallinnmat/hepatopancreas (krabbesmør) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B/C) 1982-1996 (TE_{n.o. PCB} bare siden 1992), ng/kg våtvekt og ng/kg fett. Ikke observert: -. Usikre verdier markert med ?

Arter/vev	TE _{PCDF/D} ng/kg v.v.	TE _{PCDF/D} ng/kg fett	Te _{n.o. PCB} ng/kg v.v.	Te _{n.o. PCB} ng/kg fett
<u>Torskelever</u>				
1984	≈58	≈230	-	-
1986	86	≈330	-	-
1988	134	248	-	-
1990	164	750	-	-
1992	40.2	198	249	1225
1996	28.1	68.9	153	375
<u>Skrubbefilet</u>				
1982	≈63	≈4900	-	-
1984	≈12?	≈800?	-	-
1986	69	≈13200	-	-
1988	11.4	3370 ³⁾	-	-
1990	5.3	910	-	-
1992	3.34	742	3.05	678
1996	1.31	222	1.48	251
<u>Krabbesmør</u>				
1986	≈24 ²⁾	≈960	-	-
1988	32.9	652	-	-
1990	42.6	687	-	-
1992	55.3 ³⁾	552	43.4 ³⁾	433 ³⁾
1996	87.8	578	56.5	372
<u>Blåskjell¹⁾</u>				
1986	≈46.6	2300	-	-
1988	6.7	480	-	-
1990	5.7	370	-	-
1992	1.33	51.2	1.55	59.6
1996	1.34	89.3	1.40	93.3

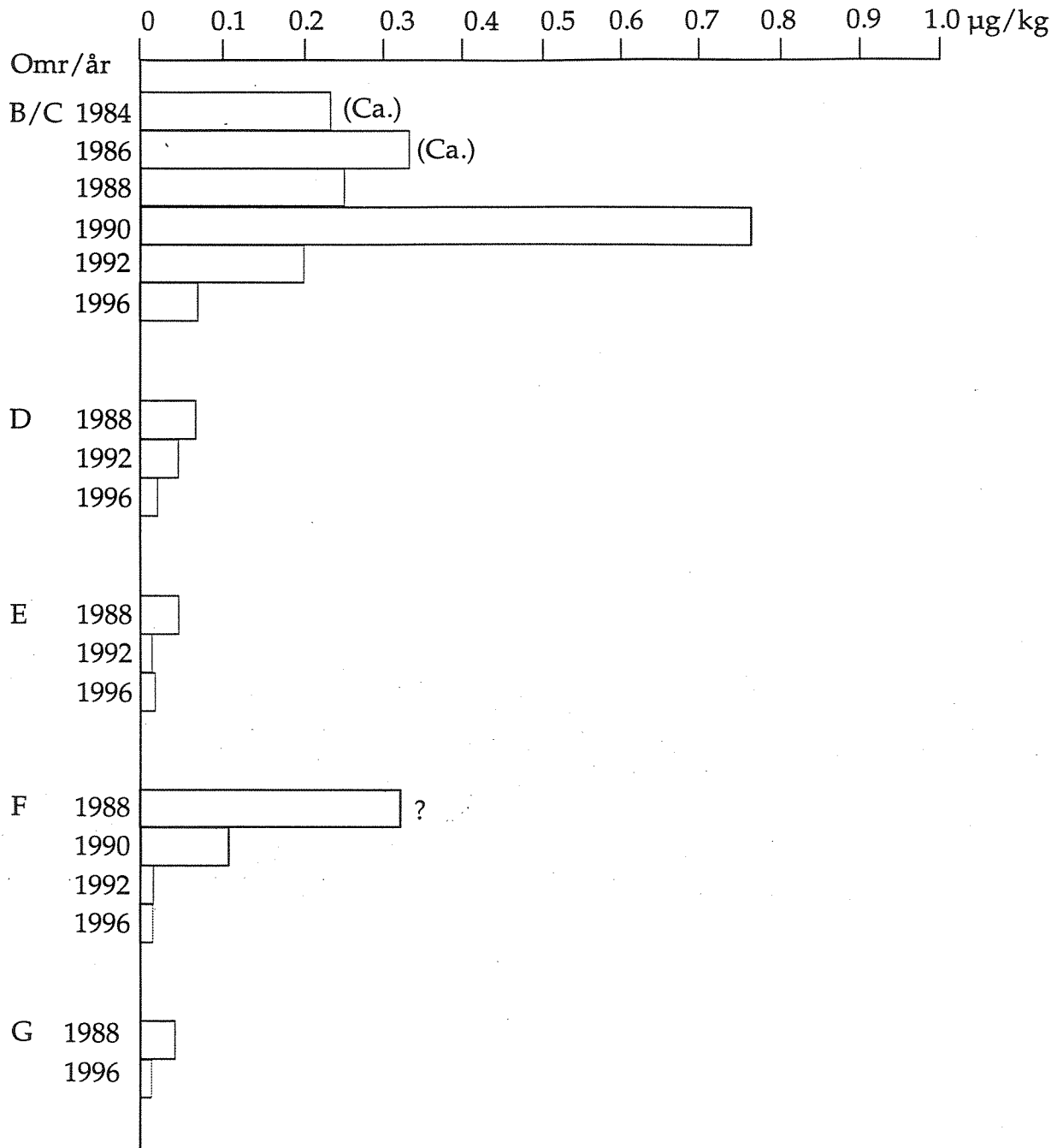
1) I 1986 st. 2 Myrodden, senere st. 4 Silokai

2) Hele skallinnmaten, ikke som senere bare krabbesmør

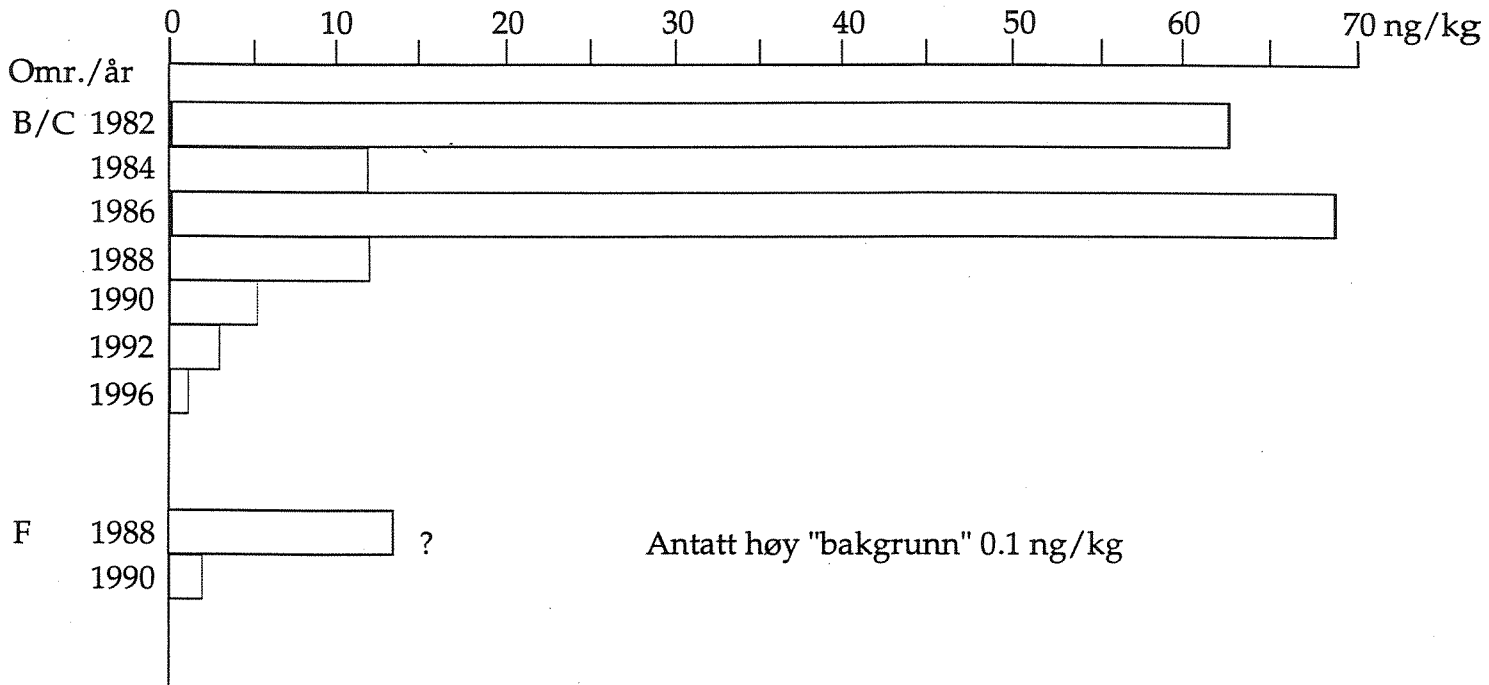
3) Middell av 2 verdier.



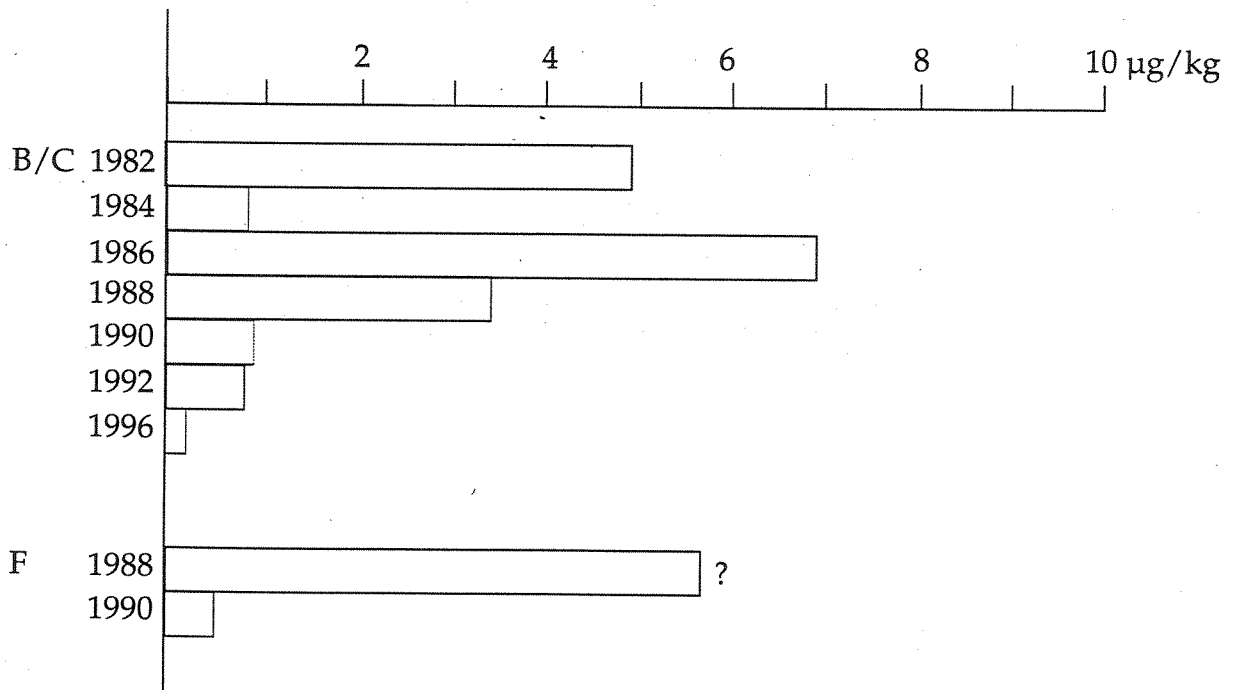
Figur 8. TE_{PCDF/D} i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund i perioden 1984-1996, ng/kg våtvekt.



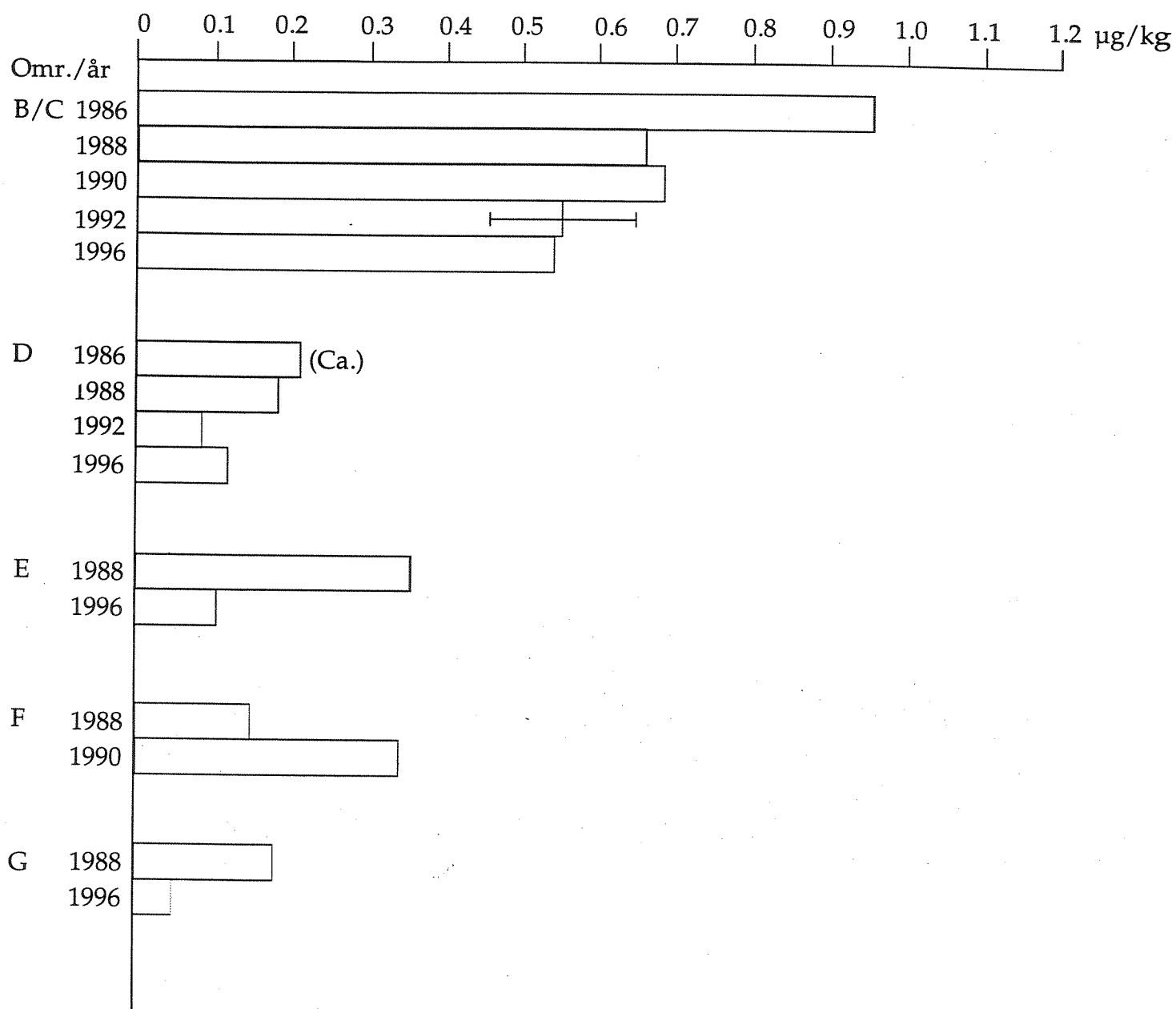
Figur 9. TE_{PCDF/D} i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund i perioden 1984-1996, µg/kg fett.



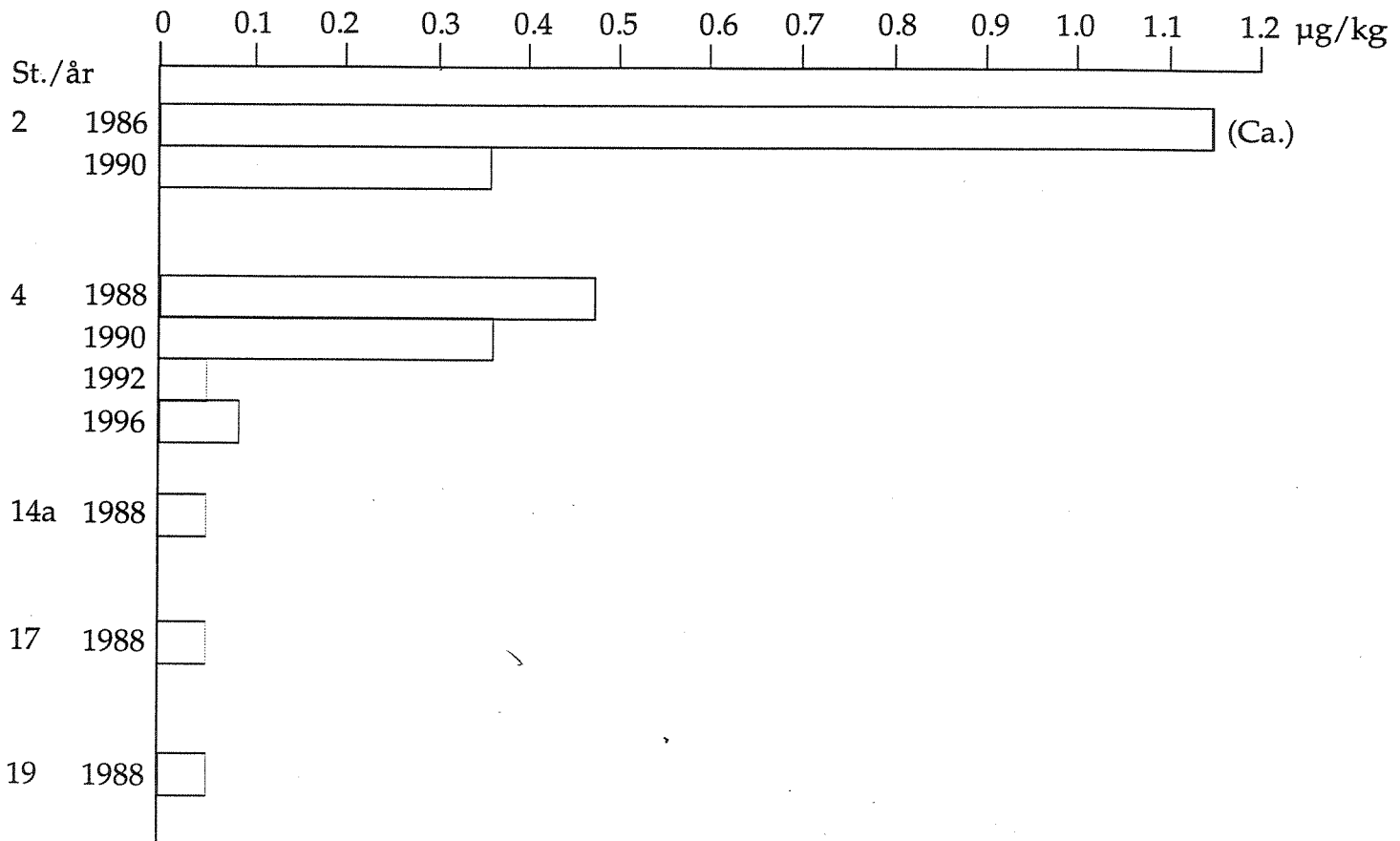
Figur 10. TE_{PCDF/D} i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Kristiansandsfjorden i perioden 1982-1996, ng/kg våtvekt.



Figur 11. TE_{PCDF/D} i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Kristiansandsfjorden i perioden 1982-1996, µg/kg fett.



Figur 12. TE_{PCDF/D} i krabbesmør (hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Kristiansandsfjorden i perioden 1986-1996, µg/kg fett.



Figur 13. TE_{PCDF/D} i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden i perioden 1986-1996, µg/kg fett.

4.1.3 PCDF/PCDD mønstre

Slike mønstre eller komponentprofiler benyttes bl.a. til å spore spredningen av utslipp (f.eks. Oehme et al. 1990). Dertil kan man få belyst forskjellen i akkumulerings- og omsetningsegenskaper hos ulike arter. At fisk og skalldyr kan ha selektivt opptak av forbindelsene innen den gruppen av stoffer som skal spores og dessuten ulike evner til nedbrytning/utskillelse, gjør at sedimenter generelt sett egner seg bedre enn organismer ved slike sporingsstudier. I Kristiansandsfjorden viste f.eks. dioksinprofilene i sediment bedre samsvar med avløpsvannets sammensetning 1991-92 (før de siste utslippsreduksjonene, se Knutzen et al. 1994).

Innen overvåkingen av Kristiansandsfjorden har sporingsstudier mindre interesse (bare kjent én og nå liten kilde med direkte utslipp, som mht. praktiske konsekvenser har begrenset spredning). Større aktualitet har slike angrepsmåter i relasjon til eventuell spredning fra sedimenter ved forstyrrelse av disse (f.eks. mudring, overdekkingsarbeide). På et mer overordnet nivå vil kjennskap til dioksinprofiler i Kristiansandsfjorden ha interesse ved vurdering av ulike kilder på Skagerrakkysten i sin helhet. I denne forbindelse kan nevnes et igangværende arbeid i regi av SNT/SFT med kartlegging av bl.a. PCDF/PCDD i krabbe fra referansestasjoner på denne og andre deler av kysten i Syd-Norge (kfr. Solberg et al. 1997 og senere innsamlet materiale fra sydligere deler av landet).

Under alle omstendigheter må profilbetraktninger gjøres med egnede statistiske metoder (forskjellige multivariate analyser, se f.eks. Næs og Oug 1997). I tabell 11 vises bare hvordan profilene i forskjellige arter varierer ut fra samme utgangsbelastning. Årsaken er ikke bare de ovennevnte ulikheter i netto akkumuleringssegenskaper, herunder forskjellig evne til nedbrytning og utskillelse, men sannsynligvis også forskjell mht. til eksponeringsveier (direkte fra vann, ved frafiltrering og opptak av forurenset, levende og dødt partikkelmateriale i vann, direkte fra sedimentene eller via forurensete byttedyr).

I likhet med for 1992 og tidligere materiale (Knutzen et al. 1991,1994) ses av tabell 11:

- en underrepresentasjon av heksafuraner (HxCDF) i organismer sammenlignet med sediment (hvilket også gir samme tendens, men i mindre grad på summen av polyklorerte dibenzofuraner - PCDF).
- en relativ oppkonsentrering av 2378-TCDF i fisk (særlig torsk) og blåskjell, i noen grad også i krabbe (bare innerst i fjorden)
- at krabbe synes å ha en særlig effektiv akkumulering av 23478-PeCDF og 12378-PeCDD, mens disse forbindelsene er underrepresentert i torsk versus sediment
- en alminnelig gjeldende overrepresentasjon av den giftigste forbindelsen 2378-TCDD, samt en økende andel utover i fjorden som gjenspeiling av profilene ved bakgrunnsbelastning.

Det kan tilføyes at hepta- og oktaforbindelsene av dioksiner og furaner knapt er registrert i organismer, mens de i alle sedimentprøvene utgjør vel 10 % av sum TE (kfr. rådata for sediment i Vedlegg D)

Tabell 11. Prosentbidrag til sum TE_{PCDF/D} fra ulike enkeltforbindelser og grupper av PCDF/PCDD i organismer og i sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1996. i.p. = ikke påvist.

Arter/ Omr.	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	234678-HxCDF	ΣHxCDF	ΣPCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	ΣHxCDD
Torsk, lever										
Omr. B/C	37.0	22.4	9.2	6.2	5.1	20.6	82.2	16.0	<0.2	1.4
Bragdøya	35.1	19.6	8.0	6,1	5.0	19.3	76.3	18.9	2.2	2.4
Omr. D	30.6	18.6	8.2	5.7	4.9	19.2	70.0	24.1	2.1	3.6
Omr. E	32.9	12.6	8.5	6.0	6.2	20.9	68.0	25.9	1.5	4.3
Omr. F	35.6	11.9	7.2	5.4	4.2	17.2	66.3	27.6	2.3	3.6
Omr. G	31.1	17.7	6.0	5.2	4.5	16.0	66.3	26.9	2.7	4.0
Skrubbe,filet										
Omr. B/C	≈25	≈45	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	≈75?	≈12	≈12	i.p.
Krabbesmør										
Omr.B/C	22.6	49.2	7.7	2.7	4.6	15.1	88.5	3.9	5.9	1.6
Omr.D	12.0	48.3	7.9	2.3	7.3	17.5	79.4	5.1	9.5	5.6
Omr.E	13.1	47.2	6.4	2.4	5.8	14.6	76.6	6.5	11.9	4.7
Omr.G	11.2	43.9	6.2	3.5	4.9	14.6	71,6	7.9	14.6	3.7
Krabbe,rest skallinnmat										
Omr.B/C	30.6	45.5	5.8	2.5	3.7	12.1	89.5	3.8	5.2	1.4
Omr.E	16.7	49.6	4.6	2.9	3.9	11.4	791	7.4	9.9	3.5
Blåskjell										
St.4	41.8	32.8	2.2	3.0	3.0	8.2	83.6	9.7	3.0	3.0
Sediment Gj,snt. av 9 pr. 0-1 cm	10.8	27.4	20.9	11.4	6.6	40.6	90.5	1.8	3.6	2.8

4.2 Orienterende analyser av polyklorerte naftalener (PCN)

Rådata for analysene er gjengitt i Vedlegg F.

Bakgrunnen for å orientere seg om disse stoffenes forekomst i Kristiansandsfjorden er dels registreringen av dem i forbindelse med dioksinutslippene til Frierfjorden (Knutzen et al. 1996), der PCN tidligere sannsynligvis har vært tilført i betydelige mengder (men nå sterkt redusert); dels at et par av forbindelsene har dioksinlignende egenskaper. Selv om de bare skulle foreligge på bakgrunnsnivå fra diffus belastning, bør man for fullstendighets skyld inkludere deres bidrag til sum TE. De to forbindelsene som så langt mistenkes for dioksinlignende egenskaper er 1,2,3,5,6,7-HxCN og 1,2,3,4,5,6,7-HpCN. I følge Hanberg et al. (1990) er de respektive toksisitetsekvivalentfaktorene (TEF) på 0.002 og 0.003, dvs. relativt svakt potensiale sammenlignet med de mest giftige blant PCDF/PCDD og non-orto PCB. Ved beregningen av TE må det også tas forbehold om at TEF for PCN ikke har vært gjennom samme grundige vurdering i internasjonale ekspertgrupper som tilfellet er for dioksiner og plane PCB. Dertil er det ved de her foretatte analysene ikke greid å skille mellom 1,2,3,4,6,7- og 1,2,3,5,6,7-HxCN.

Med disse forbehold, som understrekes av at ca. 90 % av bidraget kom fra 1,2,3,4,6,7/1,2,3,5,6,7-HxCN, er det registrert et TE-innhold i torskelever og krabbesmør fra område B/C på henholdsvis 22.6 og 8.1 ng/kg våtvekt,. Dette gir et påslag til sum TE i tabell 9 på ca 10 % i torskelever og ca. 5 % i krabbesmør fra innerste område. Tillegget er følgelig av begrenset praktisk betydning, men kan

heller ikke ses bort fra. Konsentrasjonene vitner om at det har vært (er) en PCN-kilde til Kristiansandsfjorden. Hva som er kilden kan det ikke sies noe sikkert om, men den mest nærliggende mulighet er at PCN dannes (eller har vært dannet) i samme prosess som de andre klor-/bromorganiske stoffene fra Falconbridge. Sannsynligvis er da PCN-utslippet redusert sammen med de øvrige tilførsler og den nåværende kontaminering av fisk og skalldyr et resultat av forurenset næring via lagre i sedimentene. For å belyse spørsmålet om kilde kan man i første omgang analysere sedimenter for å se om mønsteret i arealfordelingen av PCN samsvarer med eller avviker fra Falconbridgekomponentene.

Det kan tilføyes at også i Frierfjordmaterialet forekom 1.2.3.4.6.7/1,2,3,5,6,7-HxCN i omkring 10 ganger høyere konsentrasjon enn 1,2,3,4,5,6,7-HpCN (Knutzen et al. 1996).

Observert TE_{PCN}-nivå i krabbe fra indre Kristiansandsfjorden er omlag 40 ganger høyere enn det man har funnet i prøver fra åpen kyst (NIVA/NILU, upublisert, og en verdi fra Jomfruland (svakt påvirket) i Knutzen et al. 1996).

Den funne forureningsgraden i torsk er sannsynligvis relativt sett langt svakere: antydningvis det dobbelte av et høyt bakgrunnsnivå fra bare diffus påvirkning (verdier fra referansestasjoner er foreløpig ikke systematisk samlet og vurdert, men kfr. nivået i torskelever fra Såstein utenfor Grenlandsfjordene i Knutzen et al. 1996).

Erfaringene fra Grenlandsfjordene er at PCN-forurensningen i torskelever, og særlig i krabbe, avtar hurtig med økende avstand fra kildeområdet (Knutzen et al. 1996). En annet resultat fra Grenlandsfjordene var at betydningen av PCNs bidrag til sum TE vesentlig syntes begrenset til torskelever (stort sett mindre enn 1-2 % av sum TE i andre arter (krabbesmør, blåskjell, filet av diverse fisk)). Imidlertid bør det ved oppfølging av overvåkingen i Kristiansandsfjorden vurderes å inkludere PCN i analyser av torskelever og krabbesmør fra i hvert fall en lokalitet lenger ut, i tillegg til prøver av krabbe/torsk fra indre område.

4.3 Øvrige klororganiske stoffer

Rådata fra analysene av disse forbindelsene i organismer er samlet i Vedlegg G.

For fisk ses konsentrasjonene av de viktigste enkeltstoffer og grupper i tabell 12; for krabber og blåskjell i tabell 13.

I lever av torsk var det høye konsentrasjoner av HCB i materialet fra Bragdøya og innenfor. Sammenlignet med kl.I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) var det i fisk fra omr.B/C overkonsentrasjoner på ca.18 ganger ut fra middelverdien i lever fra 24 individuelle analyser, og vel 12 ganger ut fra analysen av en blandprøve av de samme eksemplarene. Forskjellen i disse to verdiene har sammenheng med store individuelle variasjoner i HCB-nivået (kfr. standardavvik på 50 % av gjennomsnittet fra de individuelle analysene). I materialet fra Bragdøya var overkonsentrasjonene redusert til 5-6 ganger, og lenger ut såvidt sporbart. I prøvene fra I.Kalvøy (omr. F) og Ny Hellesund (omr. G) lå HCB-innholdet innenfor "normalintervallet". Av tabell 12 ses også markert høyest konsentrasjoner av pentaklorbenzen (5CB) og **oktaklorstyren** (OCS) i torskelever fra fjordens innerste del. De øvrige analyserte grupper og enkeltforbindelser viste konsentrasjoner under eller omkring antatt høyt bakgrunnsnivå (kl I i Molvær et al. 1997).

I betraktning av den markerte forurensningen med non-orto PCB i torskelever, og avstandsgradienten for denne gruppen med vel 5 ganger i nivåforskjell mellom omr. B/C og referansestasjonen (tabell 9),

var innholdet av Σ PCB₇ bemerkelsesverdig moderat (kfr. grensen for kl. I i SFTs klassifiserings-system på 500 µg/kg v.v.). Minskingen i innholdet i torskelever fra innerste til ytterste stasjon var heller ikke på mer enn vel en halvering (tabell 12). Tilsvarende forskjell i avstandsgradientene for de to stoffgruppene ble funnet i 1992 (Knutzen et al. 1994).

Fenomenet tyder for det første på at det er en viss moderat tilførsel av PCB til Kristiansandsfjorden utover diffus belastning fra langtransport (herunder med ferskvann fra nedbørfeltet), men særlig på at det sannsynligvis er en eller flere kilder som utmerker seg ved et høyere innslag av PCB 126 enn vanlig i kommersielle blandinger. I disse utgjør Σ PCB₇ mindre enn 30 % av tot. PCB i Aroclor 1260 (Safe et al. 1987). I fisk og blåskjell har man data som viser et forhold på opp mot 1:2 (Knutzen & Green 1995 med ref.). Grunnen til den høyere relative andel PCB₇ i biologisk materiale er at PCB₇ har et forholdsmessig større innslag av særlig persistente forbindelser. Antas et forhold på 2 mellom tot. PCB og PCB₇, fås for PCB 126 en prosentandel i fisk og skalldyr fra Kristiansandsfjorden varierende i intervallet 0.04 -0.18, mens andelen i handelsvare av PCB-blandinger oppgis til <0.001-0.01 (Kannan et al. 1987, Schwartz et al. 1993 med ref. og de Boer et al. 1993 med ref.). I alle prøvene fra Vesterhavn/Hannevigbukta, unntatt torskfilet, lå prosentandelen over 0.1.

Antas at klor i gjennomsnitt utgjør 60 % av molekylvekten i alle de klororganiske stoffene/gruppene nevnt i tabell 12, forklarer forekomsten av disse stoffene til sammen vel 70 % av verdien for sumvariabelen EPOCl i torskelever fra omr. B/C. Resten er bl.a. ikke bestemte PCB-forbindelser, andre stoffer som inngår i bakgrunnsbelastningen med bestandig organoklor og ledsagende avfallsstoffer i nåværende/tidligere avløp fra Falconbridge. Sistnevnte spiller m.a.o. en underordnet rolle ved totalakkumuleringen i torskelever, og kan dessuten antas mindre giftige enn de stoffene som det er valgt å fokusere på.

Overkonsentrasjonene av **HCB** gjenfinnes i varierende grad også i **torskefilet** (ca. 10 x), **skrubbefilet** og **filet av sandflyndre** (2-3 x) fanget i omr. B/C (jfr. kl. I i Molvær et al. 1997 og Knutzen og Green 1995). I materialet fra denne delen av fjorden ses også forhøyede verdier av **OCS** og **DCB**, men i mindre grad enn for HCB (tabell 12).

Det ses videre at konsentrasjonene på våtvektsbasis var lavere i den alternative indikatorarten **sandflyndre** enn i skrubbe fra samme sted, men at forskjellen omtrent utlignes ved omregning til fettbasis.

Tabell 12. Klororganiske stoffer i torsk (*Gadus morhus*), skrubbe (*Platichthys flesus*), sandflyndre (*Limanda limanda*) og sjøørret (*Salmo trutta*), fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (omr. G, ref.st.) okt. - nov. 1996, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. For område- og stasjonsbetegnelser: se figur 2.

Arter/ stasjoner	SCB	HCB	OCS	ΣPCB_7 1)	DDE	DDD	ΣHCH 2)	DCB	EPOBr	EPOCl	% fett
Torsk, lever											
Omr. B/C, bl.pr. ⁶⁾	30	251	38	455	40	27	18	14	78	740	40.7
Omr.B/C, individuelle analyser ³⁾	29 (17)	368 (185)	45 (12)	467 (253)	39 (24)	21 (10)	25 (10)	13 (7)			46.1 (15.7)
Bragdøy											
Omr. D	7	112	15	328	38	13	16	6			45.6
Omr. E	2	25	3	336	74	19	11	4			38.3
Omr. F	2	22	3	366	62	18	20	7			45.3
Omr. G	<2	9	<2	178	34	12	15	2			34.5
Omr. G	<2	15	<2	209	34	12	20	2			48.7
Torsk, filét											
Omr. B/C	0.11	1.93	0.26	2.61	0.19	0.09	0.40 ⁴⁾	0.10			0.32
Omr. D	<0.03	0.18	<0.03	1.20	0.23	0.10	m ⁵⁾	<0.03			0.27
Skrubbe, filét											
Omr. B/C	0.33	3.02	0.37	4.87	0.41	0.39	0.22	0.24			0.41
Omr. D	<0.03	0.05	<0.03	0.58	0.09	0.05	<0.08	<0.03			0.11?
Sandflyndre., filét											
Omr. B/C	0.08	0.78	0.10	1.54	0.14	0.12	0.10	0.05			0.12
Sjøørret, filét											
Omr. B/C	0.24	2.60	0.06	1.54	0.56	0.20	0.19	<0.03			0.21

1) Sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

2) Sum av α - og γ -HCH.

3) Middelerverdi/standardavvik () fra analyse av 20 eks.

4) Suspekt - sannsynligvis lavere

5) Analyseresultat mangler for γ -HCH, α -HCH: 0.03.

6) Verdier fra reanalyse (usannsynlig lave konsentrasjoner av bl.a. OCS fra 1.gangs analyse).

I **krabbesmør** er det registrert meget høye verdier for **HCB** innerst i fjorden, men hurtig avtagende utover (tabell 13). Bedømt ut fra nivået på referansestasjonen kan det dreie seg om en forhøyelse i størrelsesordenen 25 ganger. Lavere absoluttverdier, men en relativ forhøyelse i omtrent samme grad ses for **OCS**. Forskjellen i innholdet av ΣPCB_7 mellom indre fjord og referanselokaliteten var ubetydelig større enn i torskelever: ca 3 ganger. De analyserte forbindelsene forklarte bare omlag 1/3 av EPOCl-konsentrasjonen (m.a.o. en større andel uidentifiserte stoffer enn i torskelever).

HCB-forurensningen trer likeledes sterkt frem i **blåskjell**, der det ble målt overkonsentrasjoner på innerste stasjon i størrelsesordenen 100 ganger. Videre er det grunn til å merke seg at det var til dels sterk påvirkning også i blåskjell fra andre stasjoner, spesielt utenfor Elkem Carbon (vel 50 gangers forhøyelse i forhold til kl. I i SFTs klassifiseringssystem), dertil på stasjonene Kjosbukta, Ternevika (begge ca. 25 x) og ved Bredalsholmen (ca. 10 x). Mer moderat forhøyelse ble funnet i skjell fra Bendiksbukta (ca. 4 x). Svake overkonsentrasjoner også i Korsvik båthavn og ved Gleodden kompletterer et inntrykk av generell nåtidig belastning med HCB på indre Kristiansandsfjorden. Som nevnt ovenfor var det også uventet høyt dioksininnhold i skjell etter reduksjonen i direkte utslipp fra 1992 til 1996. Om det er kobling mellom de to forurensningsvariable gir ikke observasjonsmaterialet noe sikkert grunnlag for å besvare (dioksinmåling bare på en av blåskjellstasjonene). Imidlertid ligger alle stasjonene med høyt HCB-innhold i skjell enten i/nær kildeområdet eller i hovedstrømmen av vann fra dette).

I blåskjellprøver fra Vesterhavnområdet samlet 2 måneder tidligere (forannevnte prøver fra INDEKS-programmet), ble det også registrert overkonsentrasjoner av HCB i størrelsesorden 100 ganger.

De omfattende registreringene av klororganiske stoffer i organismer har ikke kastet videre lys over det spørsmålet som disse observasjoner primært tok sikte på: beliggenheten av mulige kildeområder for non-orto PCB. Ut fra en antagelse om kobling mellom ΣPCB_7 og non-orto PCB, samt av økonomiske grunner, ble disse sonderende observasjonene basert på de rimeligere rutineanalysene. Som nevnt ved behandlingen av data fra analysene av fisk og krabbe, var det heller ikke i de øvrige arter en slik kobling mellom ΣPCB_7 og non-orto PCB. Imidlertid fremgår det av kap.3.2, at det er funnet en sterk korrelasjon mellom dioksiner og non-orto PCB i sediment, dvs. at Falconbridge Nikkelverk sannsynliggjøres som i hvert fall en tidligere kilde. Hvis man ønsker den nåtidige belastning med non-orto PCB nærmere belyst, kan det gjøres analyse av disse stoffer i blåskjell. Det vil samtidig gi ajourført informasjon om dagens påvirkning med dioksiner på overflatelaget (kfr. kommentarer til utvikling i dioksin- og HCB-innhold i blåskjell)

Forklaringsprosenten for EPOCl i blåskjell var enda lavere enn i krabbe. Summen av identifiserte forbindelser på st.4 utgjorde mindre enn 20 % av EPOCl.

Tabell 13. Klororganiske stoffer i hanner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (omr. G, ref.st.) okt. - nov. 1996, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. For område- og stasjonsbetegnelse: se figur 2.

Arter/ stasjoner	5CB	HCB	OCS	ΣPCB_7 1)	DDE	DDD	ΣHCH 2)	DCB	EPOBr	EPOCl	% fett
Krabbe- smør											
Omr. B/C	8.6	50.4	3.8	148	19.5	2.6	2.2	2.3	390	450	15.7
Omr. D	0.8	2.9	<0.5	77.1	17.2	1.5	2.1	0.9			16.1
Omr. E	<0.5	3.3	<0.5	60.0	10.8	0.6	2.7	0.7			10.4
Omr. G	<0.5	1.4	<0.5	40.8	11.5	0.8	2.5	0.6			15.2
Krabbe, rest innmat											
Omr. B/C	<0.1	5.0	0.6	22.3	2.3	0.4	<0.2	0.3			2.21
Omr. E	<0.1	1.2	<0.1	8.5	1.5	0.2	0.6	0.1			2.11
Blåskjell											
St.4 Silokai	4.1	11.2	0.1	5.8	0.55	0.53	1.3 ³⁾	<0.05	55	74	1.85
Gleodden	<0.05	0.14	<0.05	1.8	0.34	0.18	0.45	<0.05			0.57
Bendiksb.	0.09	0.44	<0.05	3.0	0.43	0.23	0.49	<0.05			1.40
Elkem C, kai	1.24	5.94	0.08	4.5	0.63	0.51	1.30	0.3 ³⁾			1.55
Kjosbukta	0.60	2.62	<0.05	3.7	0.54	0.30	0.86	<0.05			0.95
Bredalshlm.	0.27	1.19	<0.05	4.7	0.68	0.38	0.74	<0.05			1.54
Ternevika	0.59	2.46	<0.05	6.7	0.70	0.43	m ⁴⁾	<0.05			2.00
Korsvik båthavn	<0.05	0.17	<0.05	3.3	0.57	0.28	0.58	<0.05			1.67

1) Sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

2) Sum av α - og γ -HCH.

3) Suspekt.

4) α -HCH mangler, γ -HCH 0.67.

Utviklingen av forurensningssituasjonen mht. HCB har vært mindre gunstig enn for $TE_{PCDF/D}$ og $TE_{n.o.PCB}$, som begge viste delvis nedgang fra 1992 til 1996 (dvs. i torsk og skrubbe, mens det var tilnærmet status quo i krabbe og blåskjell, kfr. tabell 10).

For å se på den eventuelle sammenhengen mellom HCB og $TE_{PCDF/D}$ i organismer fra indre fjord (omr. B/C, st. 4), er det gjort en lineær regresjonsanalyse basert på data 1986-1996 ($n=5/6$). Resultatet var ingen signifikant sammenheng mellom de to variable i torskelever, krabbesmør eller blåskjell. Derimot ble det funnet en slik sammenheng ($p < 0,01$) i skrubbefilet.

Det mest utsagnskraftige grunnlaget for å bedømme endringer i fjordens forurensningstilstand har man i de individuelle analysene av klororganiske stoffer i torskelever fra omr. B/C, som har vært foretatt hvert prøvetakingsår siden 1986 (bortsett fra de ekstraordinære analysene i 1990, kfr. Knutzen et al. 1991). Disse data er gjengitt i tabell 14 sammen med observasjoner 1982-1996 av kontamineringsnivåene i filet av skrubbe og filet av torsk. Tilsvarende data fra blandprøver av krabbesmør og blåskjellinnmat er stilt sammen i tabell 15. Utviklingen er videre vist i figur 14 til figur 24, som delvis også gjengir endringene fra år til år i materialet fra prøvestedene lenger ut.

En statistisk jevnføring av middelverdiene av HCB i torskelever fra omr. B/C i hhv. 1992 og 1996 (enveis ANOVA) ga signifikant høyere konsentrasjon i 1996 både på våtvekts- og fettbasis ($p < 0.001$). På våtvektsbasis var gjennomsnittlig OCS-innhold i torskelever omlag likt i 1992 og 1996, men på fettbasis signifikant lavere i 1996, dvs. motsatt tendens av HCB.

Av tabell 14 og tabell 15 ses at det dessuten er registrert høyere HCB-konsentrasjoner i 1996 jevnført med 1992 i både torskfilet, krabbe og blåskjell fra fjordens innerste del. Derimot var innholdet i skrubbefilet omtrent det samme som ved forrige måling. (Utviklingen i HCB-konsentrasjonene ses også av figur 14, figur 15, figur 18, figur 19 og figur 22).

Tabell 14. Utvikling i konsentrasjonen av 5CB, HCB, OCS og andre klor- og bromorganiske variable i torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B/C figur 1) 1982 - 1996, mg/kg fett. Ikke analysert: i.a. Ikke påvist: i.p. Avvikende/usikre verdier markert med? **Uthevet:** Middelverdier fra individuelle analyser (ellers blandprøver).

Arter/vev/år	5CB	HCB	OCS	PCB	EPOCI	EPOBr
Torskelever						
1982	i.a.	12.6	i.a.	14.1	25	i.a.
1983	3.7	13.0	13.4	22.6	97	8.3
1984	0.1	0.8	>0.1?	2.3	8?	0.4?
1985	0.2	2.9	3.7	8.3	24	1.6
1986	0.3	2.9	5.0	13.7	128	i.a.
1988	0.15	0.62	0.39	2.2	10.8	8.4
1990	0.09	0.63	0.26	4.8	9.1	7.3
1992	0.09	0.45¹⁾	0.35¹⁾	3.6¹⁾	8.4	1.1
1996	0.06	0.80	0.12	2.8²⁾	1.8	0.19
Torskefilet						
1982	i.a.	6.5	i.a.	11.0	i.a.	i.a.
1983	1.2	8.4	6.7	13.3	525?	10.9
1984	0.2	2.7	1.3	10.0	163	6.7
1985	0.4	3.3	9.0	19.0	3.5?	i.p.
1986	0.2	2.8	4.8	7.1	27	i.a.
1988	0.18	0.43	0.62	1.8	30³⁾	5.8
1990	0.05	0.67	0.41	5.5	14.1	6.7
1992	0.04	0.26	0.20	0.9	<20	<10
1996	0.03	0.60	0.08	1.6 ²⁾	i.a.	i.a.
Skrubbefilet						
1982	i.a.	68.3	i.a.	8.3	71	i.a.
1983	4.3	52.0	29.4	19.0	551?	2.2
1984	1.9	13.4	3.3	4.7	73	3.4
1985	1.7	16.4	5.3	7.2	13?	2.2
1986	1.6	13.2	4.6	8.5	59	i.a.
1988	0.46	5.9	0.8	3.9	22	5.0
1990	0.08	0.96	0.26	4.5	8.3	2.5
1992	0.09	0.78	0.33	1.3	22	<5.5
1996	0.08	0.74	0.09	2.4 ²⁾	i.a.	i.a.

1) Korrigert fra Knutzen et al. (1994)

2) Beregnet som $2 \times \sum \text{PCB}_7$ (mot tidligere tot. PCB ut fra likhet med kommersielle blandinger)

3) Bare påvist i 9 av 23 eks.

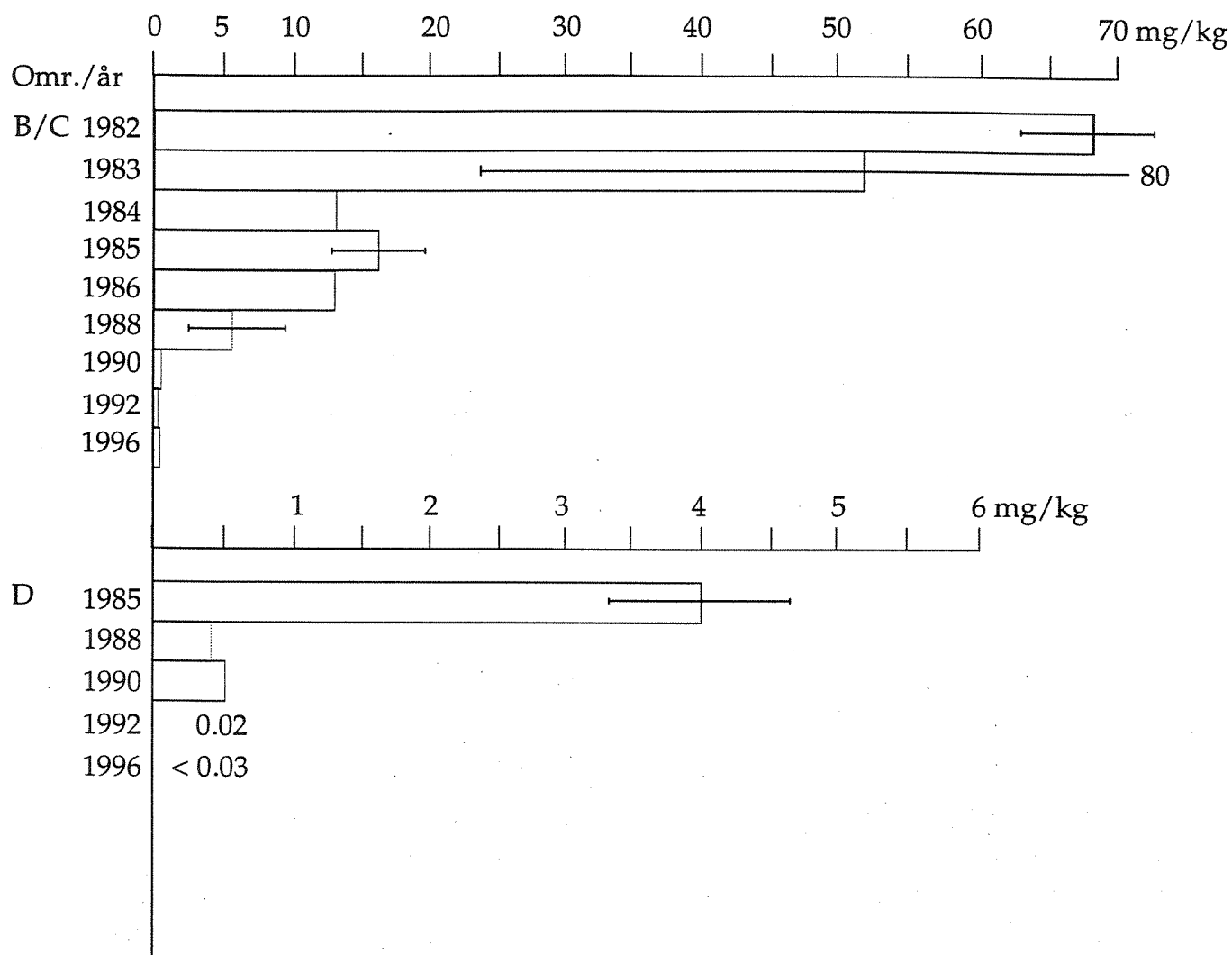
For de øvrige stoffer/stoffgrupper har konsentrasjonene enten gått ned eller holdt seg på omlag samme nivå som i 1992. Særlig ses en til dels kraftig minskning for EPOCl og EPOBr (tabell 14, tabell 15, figur 16, figur 17, figur 20, figur 21, figur 23 og figur 24).

Det er ikke kjent forhold som kan bidra til å forstå hvorfor man i 1996 (unntatt i skrubbe) har funnet økt innhold av HCB, mens alle øvrige av de Falconbridgetilknyttede stoffene har gått ned eller bare vedvart i omtrent samme kontamineringsnivå. At HCB-økningen har vært relativt størst i blåskjell og dernest i torsk, mindre i krabbe og fraværende i skrubbe, antyder at det muligens primært dreier seg om en økt belastning via vann. Det er mulig at forholdet bør ses i sammenheng både med den arealmessig bemerkelsesverdig omfattende HCB-forurensningen i blåskjell (se ovenfor) og at dioksinforurensningen i skjell på langt nær har gått ned det reduksjonen i kjent direkte belastning på overflate-laget skulle tilsi. Det er derfor et behov for å få data for dioksiner fra mer enn en blåskjellstasjon. En eventuell undersøkelse av dette kan ses i sammenheng med behovet for mer informasjon om dagens belastning med non-orto PCB (som nevnt ovenfor), og dessuten med planene om overdekking av sedimenter i Hannevigsbukta. Hvis en slik overdekking skal finne sted, bør man i forbindelse med spredningsfaren ha data om dioksinbelastningen i overflatelaget også fra områder utenfor Vesterhavn.

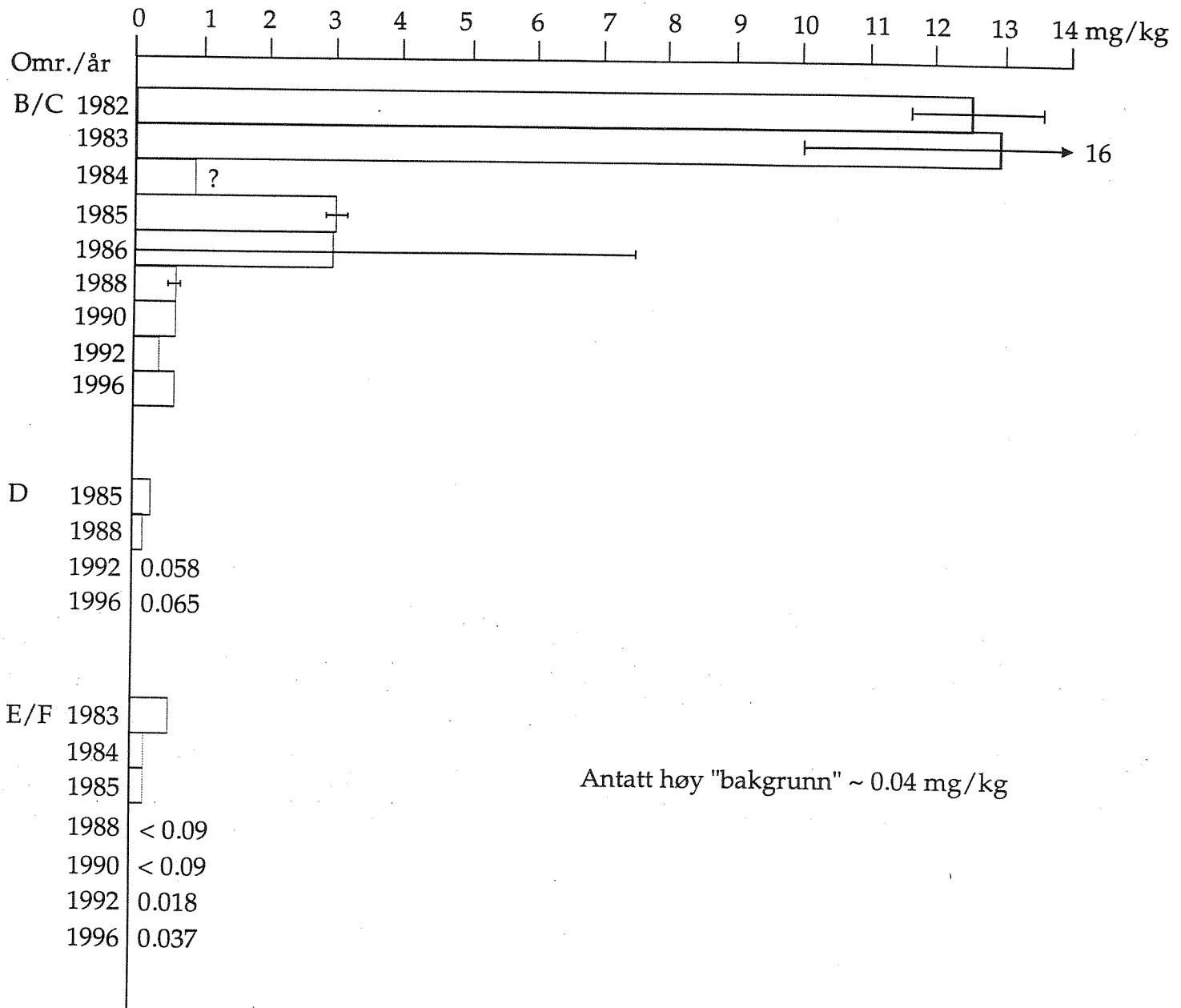
Tabell 15. Utvikling 1982-1996 i konsentrasjonene av 5CB, HCB, OCS og andre klor- og bromorganiske variable i blandprøver av taskekrabbe (*Cancer pagurus*, 1983-1986 hele skallinnmaten, senere krabbesmør (hepatopancreas)) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B/C, st.4 Silokai), mg/kg fett. Ikke påvist: i.p.

Arter/år	5CB	HCB	OCS	PCB	EPOCl	EPOBr
Krabbe						
1983	1.38	2.25	0.50	0.83	~2.9	45.8
1985	1.89	4.00	0.36	2.07	20.0	7.4
1986	0.23	0.72	0.04	1.51	21.2	32.8
1988	0.19	0.77	0.04	2.40	3.0	9.9
1990	0.05	0.21	0.03	1.60	12.6	13.6
1992	0.08	0.24	0.025	1.44	7.4	3.3
1996	0.05	0.32	0.024	1.88 ¹⁾	2.9	2.5
Blåskjell						
1982	i.p.	~1.8	i.p.	~1.8	65	i.p.
1983	~0.1	~0.1	i.p.	~1.8	70	21
1984	~0.2	~0.3	i.p.	<0.6	82	12
1985	0.08	0.10	~0.02	1.5	160	4.0
1986	0.05	0.12	i.p.	0.76	39	134
1988	0.19	0.16	0.053	2.0	43	137
1990	0.056	0.154	0.014	1.3	34	15
1992	0.100	0.100	i.p.	~0.1?	157	27
1996	0.054	0.32	0.005	0.63 ¹⁾	4.0	3.0

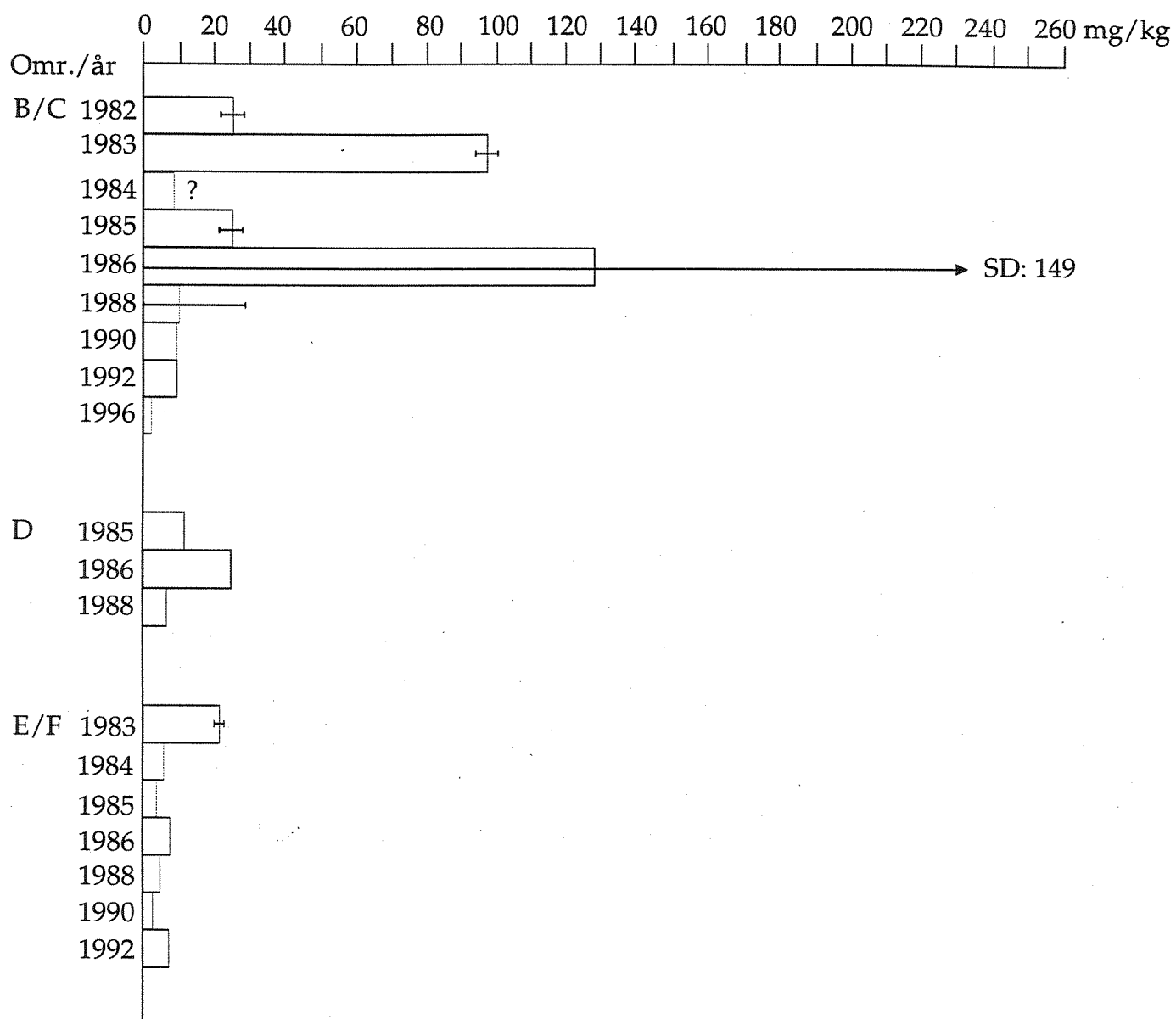
1) Beregnet som $2 \times \Sigma \text{PCB}_7$ (mot tidligere tot. PCB ut fra likhet med kommersielle blandinger)



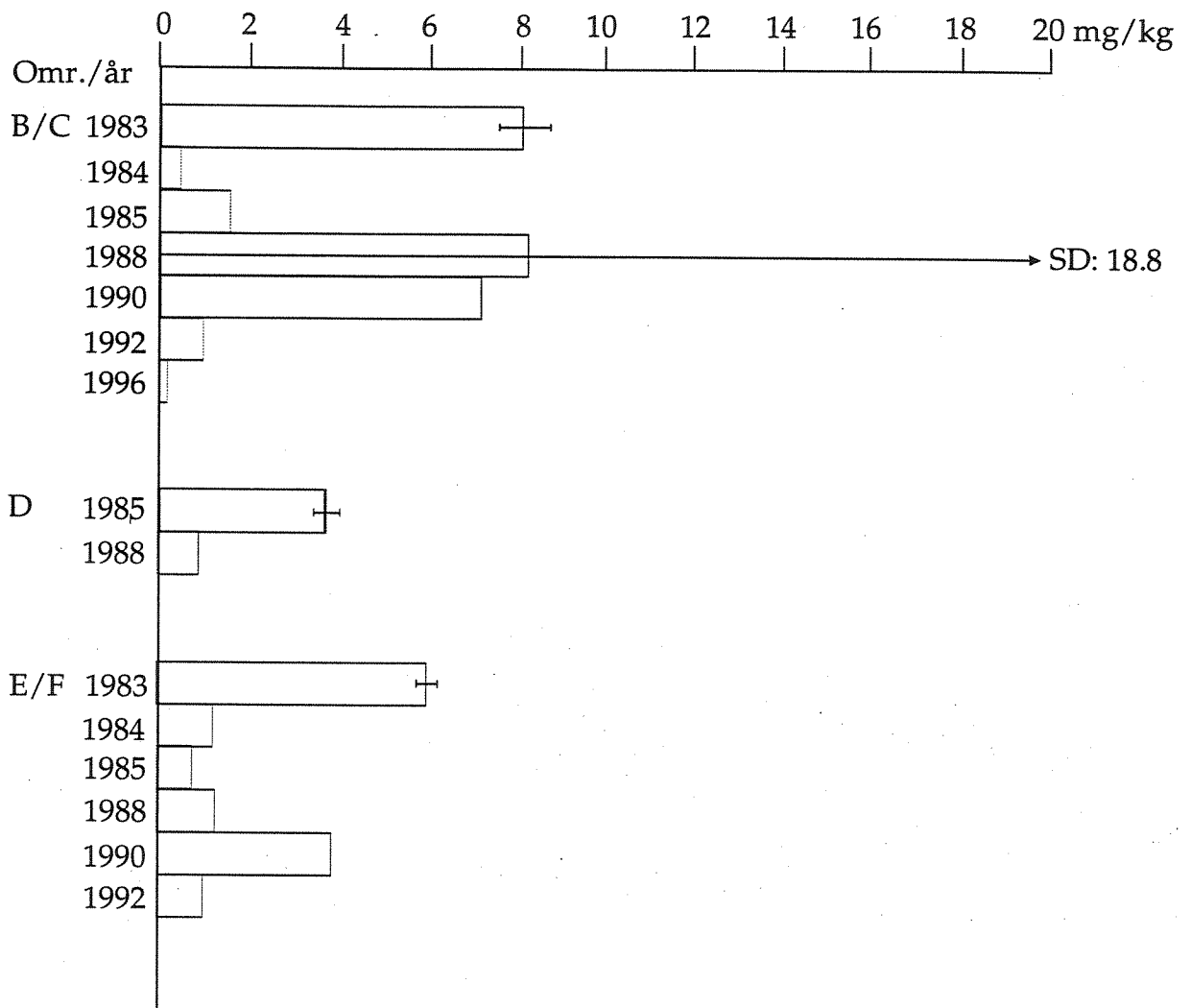
Figur 14. HCB i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre og midtre Kristiansandsfjorden (kfr. figur 2) 1982-1996, mg/kg fett. Merk ulike skalaer.



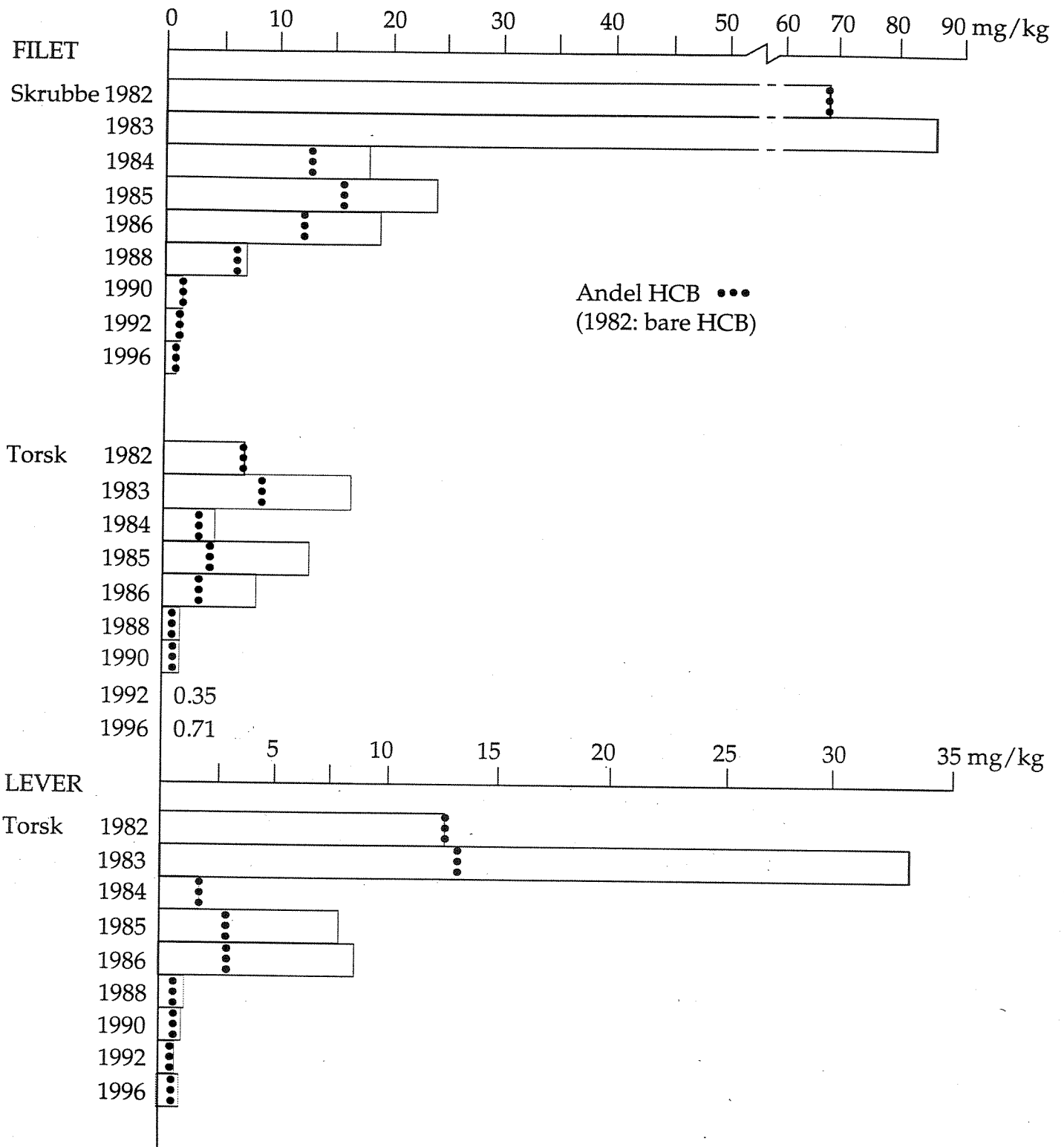
Figur 15. HCB i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1996, (kfr. figur 2), mg/kg fett.



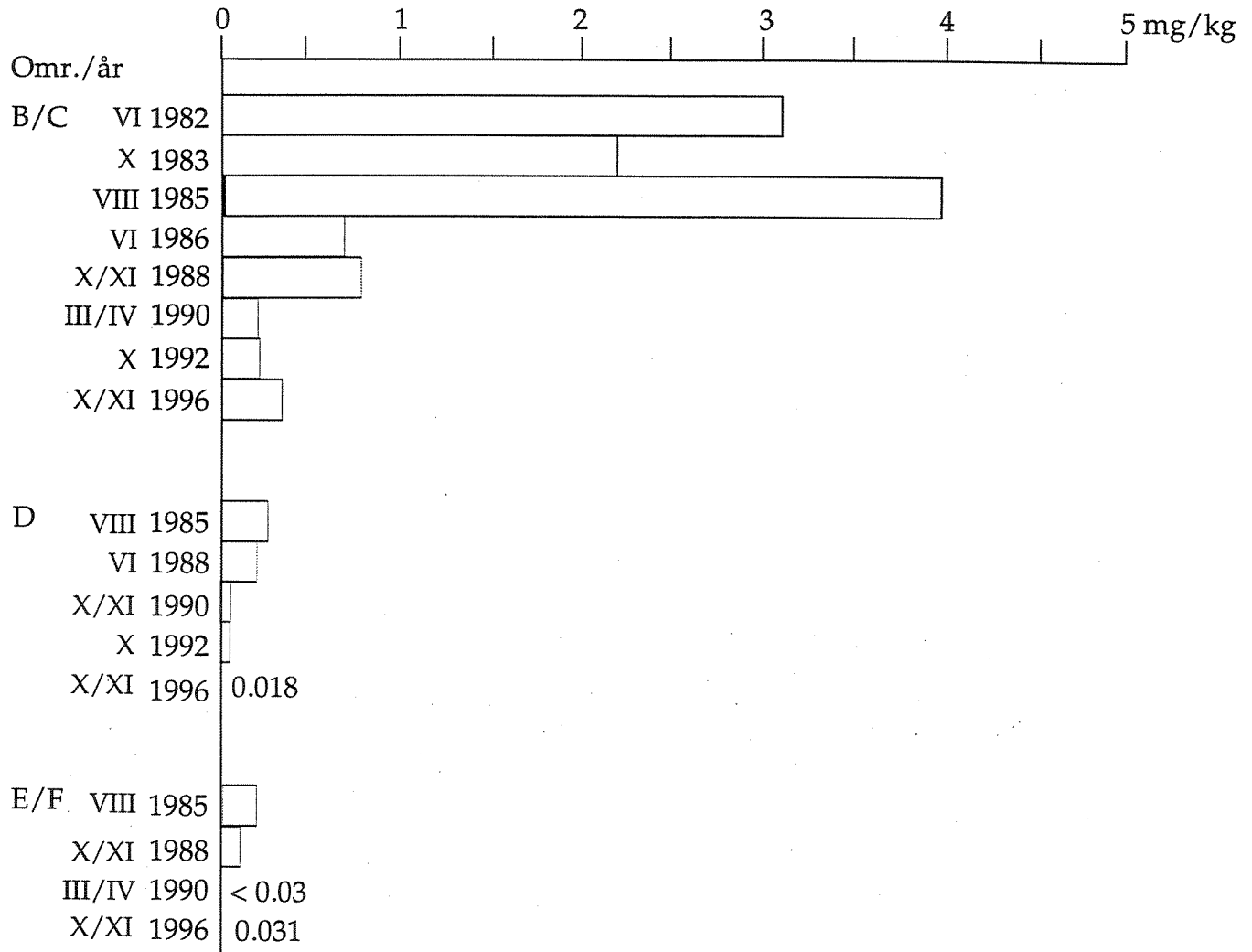
Figur 16. EPOCl i torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1996, mg/kg fett.



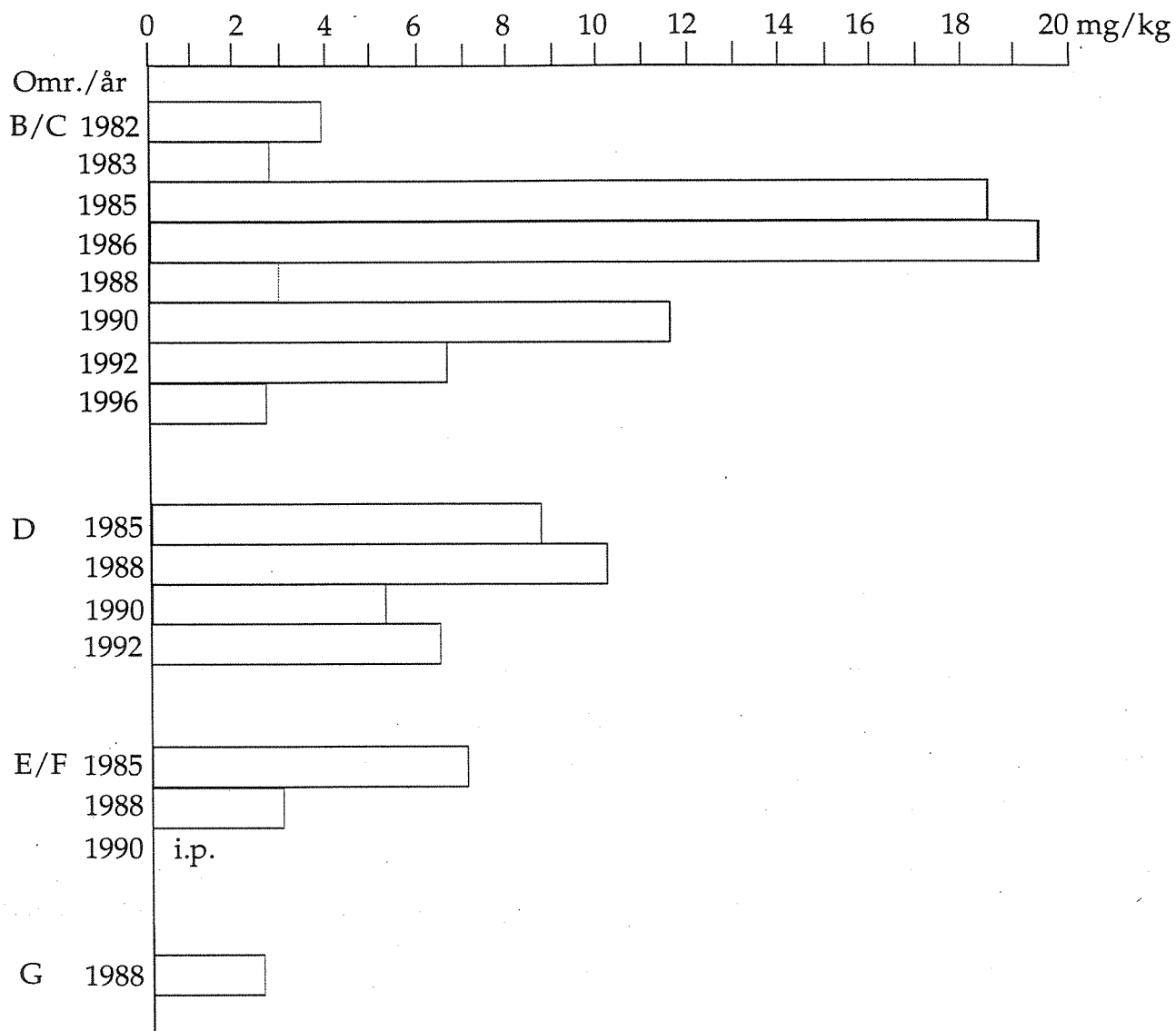
Figur 17. EPOBr i torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1996, mg/kg fett.



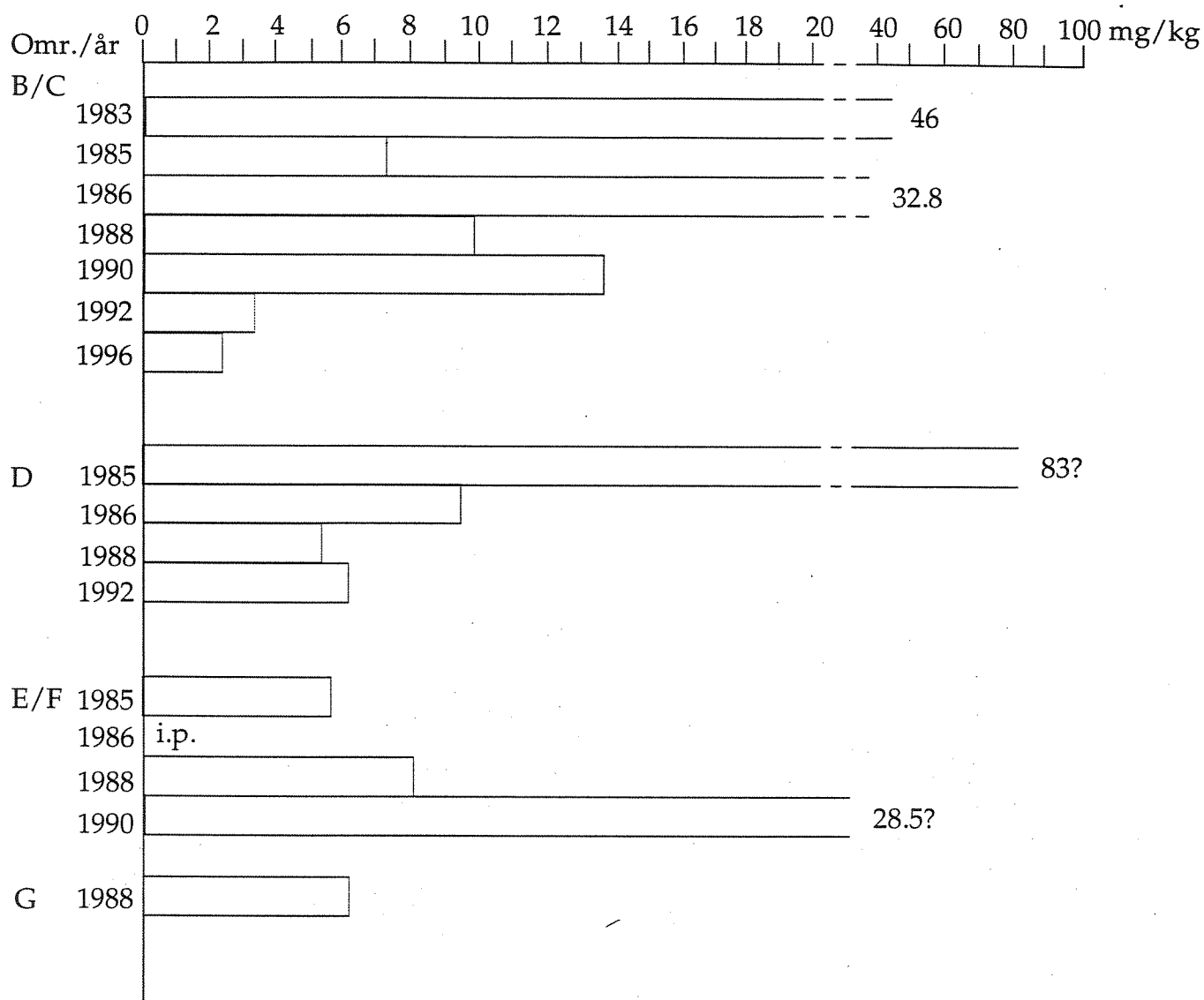
Figur 18. Sum av 5CB, HCB og OCS filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) og filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1996, mg/kg fett.



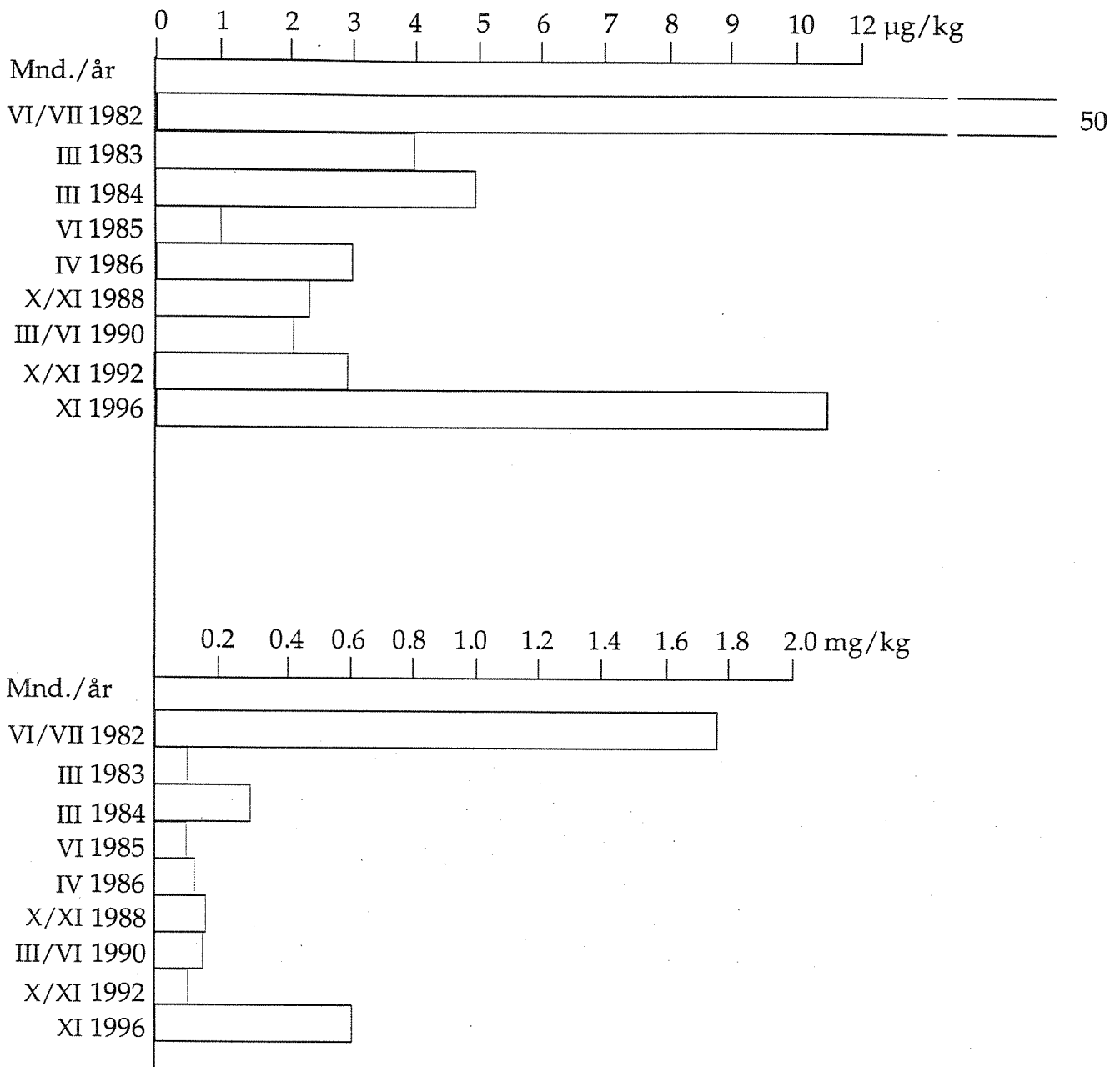
Figur 19. HCB i hepatopancreas (krabbesmør) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden (kfr. figur 2) 1982-1996, mg/kg fett.



Figur 20. EPOCl i hepatopancreas (krabbesmør) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden (kfr. figur 2) 1982-1996, mg/kg fett.

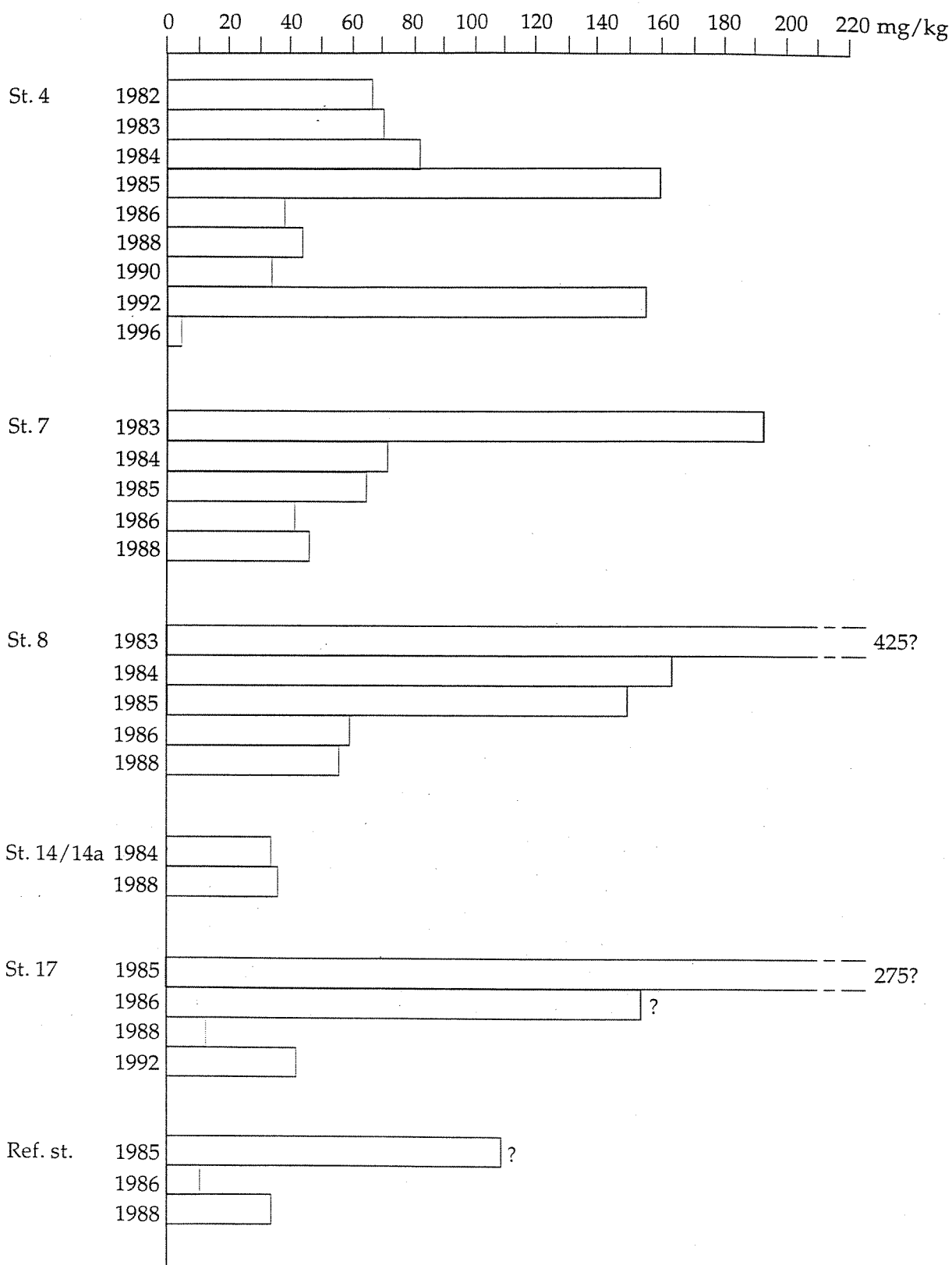


Figur 21. EPOBr i hepatopancreas (krabbesmør) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden (kfr. figur 2) 1982-1996, mg/kg fett.

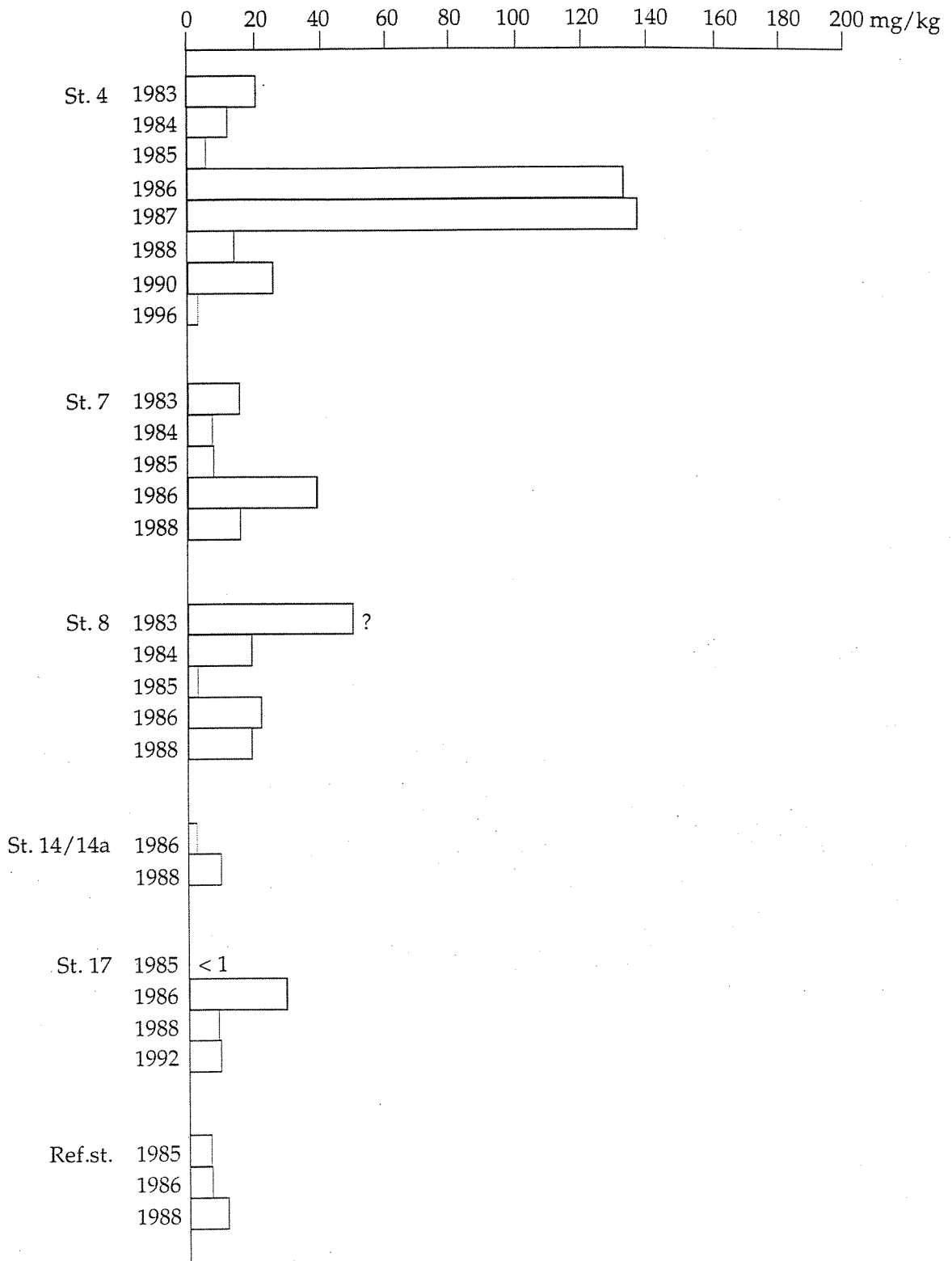


Figur 22. HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden (kfr. figur 2) 1982-1996, µg/kg våtvekt (øverst) og mg/kg fett.

NIVA <løpenr >-<år>



Figur 23. EPOCl i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden (kfr. figur 2) 1982-1996, mg/kg fett.



Figur 24. EPOBr i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden (kfr. figur 2) 1982-1996, mg/kg fett.

4.4 Levertilstand og skader hos torsk i relasjon til innhold av klororganiske stoffer

Ved de tidligere undersøkelser er det sannsynliggjort en sammenheng mellom forekomsten av liten, rød, lever og innholdet på fettbasis av HCB/OCS og PCB i de individuelt analyserte torskene fra det innerste området (Knutzen et al. 1994). I tabell 16 er 1996-resultatene av denne bearbeidelsen stilt sammen med data fra de foregående overvåkingsår.

Tabell 16. Utseende av lever, forholdet vekt:levervekt, innhold av Σ HCB + OCS og innhold av PCB i torsk fra indre Kristiansandsfjorden 1986-1996. Konsentrasjoner i mg/kg fett, Middel/Standardavvik. RB: rød/rødbrun lever. GH: "Normal" (gulhvitt/rosa/gulrød) lever.

År	Farge (antall)	% fett	Vekt: Levervekt	HCB+OCS	PCB ¹⁾
1986	RB (6)	10.5/6.0	126/38	12.6/16.2	19.6/18.2
	GH (4)	50.3/9.4	56/13	0.84/0.19	4.8/1.1
1988	RB (3)	9.7/3.1	155/20	1.83/0.05	5.4/0.5
	GH (22)	54.3/10.2	60/24	0.90/0.55	1.0/0.3
1992	RB (15)	6.1/4.2	100/19	0.96/0.48	4.6/3.1
	GH(8)	39.9/7.2	48/7	0.50/0.15	1.6/0.9
1996	RB (2)	10.7	82	1.06	9.5
	GH (18)	50.0/10.5	32.9/13.6	0.90/0.28	2.0

1) 1986-1992 som tot. PCB ut fra samsvar med kommersielle blandinger, 1996 som $2 \times \Sigma$ PCB₇

Primært kan det bemerkes at forekomsten av unormal (liten, mager og rød)lever ikke var noe hyppigere i indre fjord enn på de andre prøvestedene (sammenlign data i Vedlegg B). Som mål på effekt synes leverens utseende lite egnet ved den graden av belastning med miljøgifter som nå gjør seg gjeldende i Kristiansandsfjorden. Hvis man ønsker å få et uttrykk for forskjellene i grad av stress fisk og skalldyr er utsatt for på ulike steder i fjorden, bør det heller forsøkes beskrevet ved enzymaktivitet hos fisk/krabber og energibudsjettet hos blåskjell (Hylland et al. 1997).

Det var heller ikke noen klar overhyppighet av finneråte eller andre skader på fisken fra indre fjord (se Vedlegg B, den hyppige forekomsten av bloduttredelser antas å være garnskader). Fisken på de indre stasjonene hadde mye sorte prikker i huden, men det er usikkert om dette har noen forbindelse med forurensning.

Mens det på fettbasis var signifikant høyere konsentrasjoner av både HCB/OCS og PCB i små, røde leverer i 1986-1992 (Knutzen et al. 1994), var det i 1996 bare klar forskjell for PCBs del. På våtvektbasis inneholdt de to røde leverene markert lavere konsentrasjoner av HCB enn de øvrige 18 (i gjennomsnitt vel 80 μ g/kg mot over 350 μ g/kg, kfr. tabell 12). Derimot var både OCS- og PCB-verdiene i disse to leverene hhv. bare svakt lavere og omtrent som gjennomsnittet av alle de individuelle analysene. HCB synes m.a.o. å være mindre fast knyttet til leverfettet enn OCS og PCB.

4.5 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Hovedresultatene fra analysene av PAH i blåskjell er stilt sammen i tabell 17, mens rådata finnes i Vedlegg H.

Av de analyserte blåskjellprøver var det bare bestandene fra Korsvik marina og Bendiksbukta i Østerhavn som ikke viste mer eller mindre tydelig påvirkning, dvs. konsentrasjon av sum PAH utover de 50

$\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt som er antatt høyt bakgrunnsnivå langt fra identifiserbare punktkilder (kfr SFTs klassifiseringssystem, Molvær et al. 1997). På alle de øvrige stasjonene var det overkonsentrasjoner på i hovedsaken 3-5 ganger, men med en topp på nær 15 gangers forhøyelse ved kaia til Elkem Carbon.

Imidlertid var overkonsentrasjonene av benzo(a)pyren (B(a)P) og andre potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) større : opp til ca 50 ganger i nærområdet til Elkem Carbon og ellers opp mot 5-10 ganger.

Grunnen til den her fremkomne forskjellen i forurensningsgrad mellom sum PAH og B(a)P/KPAH er primært av teknisk art, dvs at den skyldes et høyere prosentbidrag til sum PAH fra KPAH på stasjonene i Kristiansandsfjorden enn forutsatt ved de i noen grad skjønnsmessig bestemte grensene for kl.I i klassifiseringssystemet. I begge tilfelle tilsiktes å dekke 90-95 % av verdiene som registreres på referansestasjoner (Knutzen & Green 1995), men med et større behov for en føre var holdning i det endelige skjønnet når det gjelder de kreftfremkallende forbindelsene. Unntatt ved Elkem Carbon var ikke prosentandelene KPAH og B(a)P av sum PAH vesentlig høyere enn på referansestasjoner (Knutzen & Green, 1995).

Av interesse for praktisk forvaltning er at man må regne med et visst innhold av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser i alle skjellbestander i indre Kristiansandsfjorden. Konsentrasjonene er moderate sammenlignet med tilfeller av større punktutslipp, og vanskelige å gjøre noe med på kort sikt. Situasjonen er likedan i en rekke andre havneområder. Bortsett fra ved Elkem Carbon, og muligens i Kjosbukta, som skal motta tilførsel fra et tidligere deponeringsområde, vil årsakene til overkonsentrasjonene være en rekke aktiviteter som bl.a. gir et forurenset avrenningsvann fra det lokale nedbørfelt. Skal man endre dette, dreier det seg om langsiktig arbeid som i stor grad må rettes mot forurensning fra bil- og båttrafikk.

Forholdene som fremgår av tabell 17 må ikke oppfattes et fast mønster mht. graden av PAH-forurensning på ulike steder i indre fjord. Både kontamineringsgraden på det enkelte sted og den innbyrdes "rangering" må forventes å kunne variere noe på grunn av skiftende belastning bl.a. i form av episodisk påvirkning (oljespill, utspyling av veiforurensning etter tørkeperioder etc.).

Tabell 17. Sum egentlige PAH (fratrasket disykliske), sum potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden 28/11 - 1/12 1996, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. (I parentes: KPAH og B(a)P i prosent av sum PAH). For stasjonenes beliggenhet se figur 1.

Lokaliteter	Sum PAH	Sum KPAH	B(a)P	% tørrvekt
Gleodden lykt	131.7	40.3 (31)	2.6 (2.0)	17.6
Bendiksbukta/Østerhavn	58.5	12.0 (21)	0.7 (1.2)	18.2
Pumpehus, Elkem Carbon	1305.7	565.7 (43)	50.0 (3.8)	16.5
Kjosbukta	240.0	80.2 (33)	6.1 (2.5)	17.4
Bredalsholmen	142.9	39.6 (28)	2.8 (2.0)	15.8
Ternevika båthavn	164.5	42.9 (26)	3.0 (1.8)	19.6
Korsvik marina	46.0	12.2 (27)	0.5 (1.1)	18.3

4.6 Tributyltinn (TBT) med nedbrytningsprodukter

Tabell 18 viser at skjell fra indre Kristiansandsfjorden var til dels sterkt belastet med TBT. Dette var også forventet ut fra tidligere registreringer i blåskjell fra andre havner og delvis i åpent farvann (Knutzen et al, 1995a). Som nevnt innledningsvis har oppfølgende undersøkelser dokumentert at TBT, på tross av forbud siden 1989/90 mot bruk av dette antibegroingsstoffet i maling på båter

mindre enn 25 m, fremdeles forårsaker kjønnsforstyrrelser hos hunner av ømfintlige sneglearter langs mesteparten av Norges kyst (Walday et al. 1997).

Grensen for kl. 1 i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) er for TBT ikke satt ut fra forekomst på referansestasjoner (slik kl. 1 ellers er karakterisert), men basert på en kombinasjon vannkvalitetskriterier til beskyttelse av marine organismer og konsentrasjoner i vann som kan utledes fra innholdet i blåskjell (biokonsentrasjonsfaktor for TBT i skjell). Grensen er satt til 0.1 mg TBT/kg tørrvekt. Omregnet til tørrvektsbasis representerer tallene i tabell 18 overkonsentrasjoner fra ca. 7 til mer enn 40 ganger (ved Bredalsholmen). De funne nivåene i blåskjell tilsvarer m.a.o. konsentrasjoner av TBT i vann som til dels ligger langt over det som anses betryggende for purpursnegl og andre arter som er særlig ømfintlige. (Toleransen for TBT er vesentlig høyere hos de fleste testede arter, men forholdet kan ikke anses fyllestgjørende undersøkt).

Tabell 18. Tri-, di- og monobutyltinn (TBT, DBT og MBT) i blåskjell fra Kristiansandsfjorden 1996, μg TBT, etc./kg våtvekt.

Lokaliteter	TBT	DBT	MBT	% tørrvekt
Gleodden lykt	140	47	28	17.6
Bendiksbukta/Østerhavn	123	65	53	18.2
St.14 Silokai/Vesterhavn	415	99	46	18.5
Pumpehus, Elkem Carbon	289	104	63	16.5
Bredalsholmen	698	261	112	15.8
Ternevika båthavn	518	252	104	19.6
Korsvik marina	306	110	49	18.3

Tørrvektbaserte konsentrasjoner i området ca. 700-4500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kan tyde på at Kristiansand er blant de mest TBT-forurensede havner i landet. Imidlertid er ikke tallene i tabell 18 uten videre sammenlignbare med data fra den innledningsvis nevnte landsundersøkelse (Knutzen et al. 1995a). Grunnen er at det er brukt forskjellige analysemetoder. Senere forbedring av metodikken indikerer at resultatene i landsundersøkelsen bør multipliseres med minst en faktor på 2 for å kunne sammenlignes med tabell 18 (Følsvik 1997). Selv om rangeringen derved faller gunstigere ut for Kristiansand, endres ikke realiteten. I denne forbindelse bør det også tilføyes at TBT-innholdet i blåskjell må antas å variere gjennom året, sannsynligvis med en topp når det er størst skips- og båttrafikk. På den annen side spiller også nedbrytningsaktiviteten i vann en rolle, og denne vil være høyest i den lyse årstid med mye planteplankton.

TBT har vært ansett som relativt lett nedbrytbart i virveldyr og dermed heller ikke ha noe potensiale for trinnvis oppkonsentrering gjennom næringskjeder. Imidlertid har enkelte nyere undersøkelser vist bemerkelsesverdige høye konsentrasjoner i hval (Kannan et al. 1997 med ref.) og av beslektede organotinnforbindelser i enkelte arter av fugl (Ståb et al. 1996).

Funnene av såvidt høye konsentrasjoner av TBT i blåskjell aktualiserer:

- Lokale miljøvernmyndigheters oppfølging i relasjon til mulige kontrollerbare kilder (ikke forskriftsmessig avskrap av skipsmaling eller disponering av slikt avfall, mulig ulovlig bruk, sig fra eldre deponier).
- Helsemyndighetenes vurdering av skjellenes spiselighet (sannsynligvis uten betydning, kfr. WHO 1990).
- Kartlegging av TBT i sedimenter nær mulige nåværende og tidligere kildeområder, herunder også Kongsgårdsbukta.

Vedrørende pkt. 1 kan det bemerkes at normal skipstrafikk uansett vil gi en betydelig forurensning med TBT, som f.eks. dokumentert ved skade på snegl i åpent farvann, men nær hovedårer for sjøtransport (Ten-Hallers Tjabbes et al. 1994). Ovenpå denne generelle kontaminering vil det imidlertid avtegne seg et mønster forårsaket av lokale kilder, og disse vil det være mulig å begrense.

TBTs (og andre organotinnforbindelsers) nedbrytning vil generelt gå langsommere i sediment enn de frie vannmasser (se f.eks.. Lee 1996). Sedimentene vil derfor kunne være en kilde for spredning til vannmassene over hvis de forstyrres, eksempelvis ved mudring eller ved propellvann.

5. Oppsummerende kommentarer

Det viktigste ved forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden er hvordan man skal få ned eksponeringen med dioksiner og non-orto PCB som spiselige organismer er utsatt for i den innerste del av fjorden. Fra målinger i avløpsvann fra Falconbridge fremgår at den direkte belastningen med dioksiner fra denne kilden er redusert med fra 5-6 g TE/år i 1988-89 til omkring 1 g/år i 1991-92 og videre til 0.2-0.3 g/år i årene deretter (tabell 1). Tilsvarende opplysninger om den direkte tilførselen av non-orto PCB er ikke tilgjengelig. I den foreliggende undersøkelse er det konstatert sannsynlig nedgang i overflatesedimentets innhold av dioksiner i forhold til situasjonen i 1988 (figur 5). Videre er det funnet en reduksjon i konsentrasjonene av både dioksiner og non-orto PCB i torskelever og skrubbefilet (tabell 10), men neppe nok til å få konsekvenser mht. kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner. Samtidig er det ikke funnet noen nedgang i krabbe og blåskjell i disse variable, dessuten en økning i HCB-innholdet i særlig blåskjell, men også i torsk og krabbe (tabell 14 og tabell 15).

Bl.a. på grunnlag av forsøk som har vist lite opptak av dioksiner i fisk og krabbe direkte fra sediment (Berge et al. 1993, Berge & Brevik 1997) er det antatt at den nåværende kontaminering i fisk og krabbe vesentlig skyldes opptak via forurensede byttedyr. Imidlertid står dette i motsetning til at forholdet mellom $TE_{n-o, PCB}$ og $TE_{PCDF/D}$ er fra noe under 1 til 5 i de berørte organismer (tabell 9), mens det bare er ca. 5-20% i overflatesediment fra innerst i fjorden (tabell 6), dessuten at det er funnet en sterk korrelasjon mellom dioksiner og non-orto PCB i sediment (figur 4). Sammen med manglende sammenheng mellom ΣPCB_7 og non-orto PCB i organismer sannsynliggjør denne korrelasjonen at Falconbridge Nikkelverk også har vært en kilde for non-orto PCB. I følge avløpsvann-analysene er imidlertid det nåværende innhold av $TE_{n-o, PCB}$ lavt jevnført med $TE_{PCDF/D}$. De sonderende analyser av rutine-PCB i blåskjell fra mulige kildeområder ga ingen indikasjoner på andre PCB-tilførsler av betydning.

Realiteten synes da enten å være en (eller flere) ukjente kilder for non-orto PCB (mindre sannsynlig?) eller at non-orto PCB akkumuleres og bindes i sterkere grad enn dioksiner, i hvert fall i enkelte arter av fisk og skalldyr (her spesielt torsk). Studier som kan underbygge en slik antagelse er ikke kjent. Selv om dioksiner kan ha relativt kort halveringstid i fisk av mindre størrelse (se ref. i Knutzen 1992) og blåskjell (Hektoen et al. 1994), er de giftigste dioksinenes oppholdstid i fisk sannsynligvis lang (Knutzen & Schlabach 1996) og ikke vesensforskjellig fra høyklorerte PCB. Det finnes imidlertid eksempler på ekstrem grad av manglende utskillelse av en del PCB-forbindelser i fisk (de Boer et al. 1994). Den dominerende mht. TE-verdi blant non-orto forbindelsene i Kristiansandsfjordmaterialet - CB 126 - kan være blant disse, men studier av dette synes å mangle. I det hele er det et problem at man vet for lite om både opptak og utskillelse hos voksne eksemplarer av ulike arter av fisk (og krabbe) under naturlige forhold. Før man har slike opplysninger vil bedømmelse av utvikling og effekter av tiltak forbli spekulative og usikre.

På denne bakgrunn tilrås likevel følgende, henholdsvis for å fjerne spekulasjoner om mulige andre kilder, og ellers som et relativt rimelig forsøk på å minske kontamineringen i sjømat (pkt. 2):

- Analyse av non-orto PCB i 5-6 prøver av blåskjell fra indre fjord og et par prøver utover på fjordens østside
- Iverksettelse av den planlagte overdekking av sedimentene i Hannevigsbukta, med et tilhørende før- og etterundersøkelser (ovenstående forslag til analyser av blåskjell vil naturlig inngå her).

Blant annet på bakgrunn av delvis manglende samsvar i utviklingstendensen fra 1992 til 1996 for dioksiner og non-orto PCB versus HCB i torsk, skrubbe og blåskjell (kfr. tabell 10 med tabell 14 og tabell 15), samt den manglende respons i blåskjell på reduserte dioskinutslipp, bør prøvetakingsstrategien drøftes for det biologiske materialet. Nå er det bare de individuelle analysene i torsk fra indre område som gir grunnlag for statistisk fundert vurdering av utviklingstendens. Hvis også de øvrige data skal tjene dette formål, ikke bare være grunnlag for å bedømme spiselighet, trengs et revidert opplegg. Essensen vil i tilfellet være flere parallelle prøver på et mindre antall stasjoner, samt konsentrasjon om et færre antall arter.

6. Referanser

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19:603-608
- Ahlborg, U.G., A. Håkanson, F. Wärn og A. Hanberg, 1988. Nordisk Dioxinriskbedømming. Miljørapport 1988:7 fra Nordisk Ministerråd (NORD 1988:49), 129 s. + bilag.
- Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feely, D. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wärn, M. Younes og E. Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere* 28:1049-1067.
- Alzieu, C., 1991. Environmental problems caused by TBT in France: Assessment, regulations, prospects. *Mar. environ. Res.* 32:7-17.
- Berge, J.A. og E.M. Brevik, 1997. Uptake of metals and persistent organochlorines in crabs (*Cancer pagurus*) and flounder (*Platichthys flesus*) from contaminated sediments: Mesocosm and field experiments. *Mar. Pollut. Bull.* 33:46-55.
- Berge, J.A., J. Knutzen og M. Oehme, 1993. Uptake of polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins (PCDFs/PCDDs) and other persistent organochlorines in flounder (*Platichthys flesus*) and crabs (*Cancer pagurus*) from contaminated fjord sediments. S.38-43 i Proceedings TOCOEN 93, Znojmo, Tsjekkia, 1-3. Juni 1993.
- Boer, J. de, C.J.N. Stronch, W.A. Traag og J. van der Meer, 1993. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. *Chemosphere* 26:1823-1842.
- Boer, J. de, F. van der Valk, M.A.T. Kerkhoff, P. Hagel og U.A. Th. Brinkman, 1994. An eight year study on the elimination of PCBs and other organochlorine compounds from eel (*Anguilla anguilla*) under natural conditions. *Environ. Sci. Technol.* 28:2242-2248.
- Bryan, G.W., P.E. Gibbs, L.G. Hummerstone og G.R. Burt, 1986. The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: Evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 66:611-640.
- Ellis, D.V. og A. Pattisina, 1990. Widespread neogastropod imposex: a biological indicator of global contamination? *Mar. Pollut. Bull.* 21:248-253.
- 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. Cand. scient. oppgave ved Kjemisk Institutt/Universitetet i Oslo, 64 s.
- Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis of high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. *J. of the AOAC* 58(4):725-733.
- Hanberg, A., F. Wärn, L. Asplund, E. Haglund og E. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20:1161-1164.
- Hektoen, H., J.A. Berge, K. Ingebrigtsen, J. Knutzen og M. Oehme, 1994. Elimination of polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated dibenzo-p-dioxins from blue mussel (*Mytilus edulis*) and tissue distribution of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD). *Chemosphere* 29:1491-1499.
- Hylland, K., T. Bakke og L. Förlin, 1997. Overvåking av effekter av miljøgifter på blåskjell og torsk fra Grenlandsfjordene 1996. Rapport 714/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 3763-97, 28 s.

- Jacobsen, T. 1993. Vurdering av miljøeffekter ved endring av utslippsdyp for prossessvann ved Falconbridge Nikkelverk A/S. NIVA-rapport 2916 13 s.
- Jacobsen, T. 1994. Analyse av metaller i blåskjell og tang etter uhellsutslipp fra Falconbridge Nikkelverk A/S i Kristiansand. NIVA-notat 10.01.94. 5s. O-93053
- Jacobsen, T. 1995. Analyse av kobber og nikkel i tang og blåskjell etter uhellsutslipp fra Falconbridge Nikkelverk A/S 1995. NIVA-notat 21.09.95. 6s. O-93053
- Jacobsen, T. 1997a. Analyse av kadmium i blåskjell og strandsnegl etter overutslipp fra Falconbridge Nikkelverk A/S i november 1996. NIVA-notat 13.03.97. 6s. O-96291.
- Jacobsen, T. 1997b. Metallinnhold i blåskjell (*Mytilus edulis*) etter uhellsutslipp ved Falconbridge Nikkelverk A/S i august 1997. NIVA-notat 29.10.97. 10s. O-96291.
- Kannan, N., S. Tanabe, T. Wakimoto og R. Tatsukawa, 1987. Coplanar biphenyls in Aroclor and Kanechlor mixtures. J. Ass. Off. Anal. Chem. 70(3):451-454.
- Kannan, K., K. Senthilukamar, B.G. Loganathan, S. Takahashi, D.K. Odell og S. Tanabe, 1997. Elevated accumulation of tributyltin and its breakdown products in Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) found stranded along the U.S. Atlantic and Gulf coasts. Environ. Sci. Technol. 31:296-301.
- Knutzen, J., 1992. Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine animals. A review. NIVA-rapport 2717, 40s.
- Knutzen, J. og L.Berglind, 1992. PAH i blåskjell fra omgivelsene av Elkem Fiskaa, Kristiansand, 1991-1992. NIVA-rapport 2823, 17 s.
- Knutzen, J. og Aa. Biseth, 1994. Undersøkelse av non-ortho polyklorete bifenyler og polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner i organismer og sedimenter fra omegnen av marinebasen Haakonsværn 1993. NIVA-rapport 3073, 45 s.
- Knutzen, J. og N. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990 -1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3302, 106 s.
- Knutzen, J. og M. Schlabach, 1996. Slow elimination of PCDF/PCDDs in adult fish and crabs transferred from a contaminated fjord to a clean laboratory environment. S. 114-117 i M.van den Berg et al. (Red.): Dioxin'96. Organohalogen Compounds, Vol. 29 Short Papers, Ecotoxicology, Toxicology, Metabolism/Toxicokinetics. Amsterdam Universitet, Amsterdam.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2554, 183 s.
- Knutzen, J., G. Becher, A. Kringstad og M. Oehme, 1994. Overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992. Rapport 547/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2996, 111 s.
- Knutzen, J., L. Berglind og E. Brevik, 1995a. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn(TBT) i blåskjell 1993-1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3296, 79 s.
- Knutzen, J., J. Skei, T.M. Johnsen, K. Hylland, J. Klungsøyr og M. Schlabach, 1995b. Miljøgiftundersøkelse i Byfjorden/Bergen og tilliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. NIVA-rapport 3352-95, 163 s.
- Knutzen, J., Aa. Biseth, E. Brevik, N. Green, M. Schlabach og J.U.Skåre, 1996. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1995. Rapport 681/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3590-96, 224 s.

- Knutzen, J., Aa. Biseth, E. Brevik, E. Egaas, N.W. Green, M. Schlabach og J.U.Skåre, 1998. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1996. Rapport 730/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3834, 150 s.
- Konieczny, R. og A. Juliussen, 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1 Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. Rapport 587/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3275. 185 s.
- Lee, R.F., 1996. Metabolism of tributyltin by aquatic organisms. S. 369-382 i M.A. Champ og F.E. Seligman (red): Organotin. Environmental fate and effects. Chapman & Hall, London.
- Molvær, J. 1991. Utslipp fra Odderøya renseanlegg. Vurdering av innlagring, spredning og miljøeffekter. NIVA-rapport 2530. 26 s.
- Molvær, J. 1994. Utslipp fra treforedlingsindustri til Kristiansandsfjorden. Rapport 1. Utslippssted og fortykning. NIVA-rapport 3028. 29 s.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA 1467/1997, 35 s.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 2. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. Rapport 193/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 1754. 62 s.
- Næs, K., 1992. PAH i sedimenter utenfor Elkem Fiskaa, Kristiansand 1991. NIVA-rapport 2753, 44 s.
- Næs, K. og E. Oug 1997. Multivariate approach to distribution patterns and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment from smelter-affected Norwegian fjords and coastal waters. Environ. Sci. Technol. 31: 1253-1258.
- Oehme, M., A. Bartonova og J. Knutzen, 1990. Estimation of polychlorinated dibenzofuran and dibenzo-p-dioxin contamination of a coastal region using isomer profiles in crabs. Environ. Sci Technol. 24:1836-1841.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1: 153-163.
- Oug, E. og A. Helland 1995. Utslipp fra treforedlingsindustri til Kristiansandsfjorden. Rapport 2. Sedimentering av partikler og undersøkelser av bunnfauna. NIVA-rapport 3255, 37s.
- Oug, E. og F.Moy, 1991. Overvåking av Kristiansandsfjorden 1990. Hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna ved Bredalsholmen og i Fiskåbukta. NIVA-rapport 2651.
- Oug, E., T. Jacobsen og F. Moy 1994. Overvåking av Kristiansandsfjorden 1992 - 93. Hardbunnsorganismer og bløtbunnsamfunn ved Odderøya, i Vesterhavn og i Korsvikfjorden. NIVA rapport 3075. 56s.
- Safe, S., L. Safe og M. Mullin, 1987. Polychlorinated biphenyls. Environmental occurrence and analysis. S.1-13 i S. Safe (red.): Polychlorinated biphenyls (PCBs): Mammalian and environmental toxicology. Springer Verlag, Berlin etc.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. S. 71-74 i H. Fiedler et al. (red.). DIOXIN '93. Organohalogen compounds. Vol. 11. Federal Environmental Agency, Wien.
- Schlabach, M. Aa. Biseth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphthalens in cod liver samples from Norway. S. 489 - 492 i P. Adrians et al. (red.): DIOXIN '95, 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 24.

- Schwartz, T.R., D.E. Tillitt, K.P. Feltz og P.H. Peterman, 1993. Determination of mono- and non-o,ò-chlorine substituted polychlorinated biphenyls in Aroclors and environmental samples. *Chemosphere* 26:1443-1460.
- Solberg, T, G. Becher, V. Berg og G. S. Eriksen, 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skalldyr fra nord-områdene. SNT-rapport 4 1997, 28 s. + vedlegg. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo.
- Stäb, J.A., T.P. Traas, G. Stroomberg, J. van Kesteren, B. Van Hattum, U.A.Th. Brinkman og W.P. Cofino, 1996. Determination of organotin compounds in the foodweb of a shallow freshwater lake in the Netherlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31:319-328.
- Ten-Hallers Tjabbes, C.C., J.F. Kemp og J.P. Boon, 1994. Imposex in whelks (*Buccinum undatum*) from the open North Sea: Relation to shipping traffic intensities. *Mar. Pollut. Bull.* 28:311-313.
- Walday, M, J.A. Berge og N. Følsvik, 1997. Imposex og nivåer av organotinn hos populasjoner av purpursnegl (*Nucella lapillus*) i Norge. Rapport 694/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3665-97, 28 s.
- WHO, 1990. Tributyltin compounds. Environmental Health Criteria nr. 116, 273 s. WHO, Geneve.

Vedlegg A.

Stasjonsinformasjon og visuell sedimentbeskrivelse

Posisjon for sedimentprøvesteder og visuell beskrivelse av av overflate sediment

Stasjon	Dyp		GPS		Beskrivelse
	Favner	Meter	N	E	
9	105 fv.	189	58°06,92	08°01,39	Brungrått topplag,ellers fin grå leire. Børstemark,sjømus.
11	33,5	60	58°06,11	07°59,92	Lik st. 9
12	131	236	58°06,09	08°02,91	Lik st. 9.
16	8,9		58°07,11	07°58,57	Lysbrunt topplag.Så noe mørkere matr. Fra ca.10cm. lysgrå leire-aktig matr.
17/1	17,6	32	58°07,63	07°58,99	Brun-grått topplag ca. 3-4mm. tykt. Så ca. 10 cm. med et sort kornaktig matr. Flis,koks, slagg ? Ellers grå leire.
17/2	17,5		"	"	Lik nr. 1.
17/3	17,7		"	"	Lik nr. 1.
17/4	17,5		"	"	Lik nr. 1.
17/5	17,5		"	"	Lik nr. 1.
17/6	17,6		"	"	Lik grabb nr. 1., men med noe mer skall-rester i topplaget.
17/7	17,6		"	"	Lik nr. 1.
17/8	17,5		"	"	Lik nr. 1.
17/9	17,5		"	"	Lik nr. 1.
18/1	25	45	58°07,82	07°59,29	Grå-brunt topp-lag. Så 12-13 cm. lag med sort matr. Så grå-leire.
18/2	25		"	"	Lik nr.1, men leire og sort matr. ligger om hverandre.
18/3	25,8	46	"	"	Lik nr.1, men mangler innslag av leire.
18/4	25		"	"	Lik nr. 1, mulig noe tynnere topp-lag.
18/5	25		"	"	Lik nr. 1, noe leire blant det sorte.
35	37,5		58°07,98	07°59,08	6-7 mm. tykt gul-brunt topp-lag. Så et 3-4 cm. tykt grå-sort lag. resten leire.
Kongsgård bukta	5		58°09,41	07°58,22	Ca.3-4 mm. grå-brunt topp-lag. Så grå leire m/fin sand. Ser friskt og fint ut, med børstemark og eremitkreps.
Marvika	3	6	58°09,06	08°02,18	Ca. 4-5 mm. grå-brunt topp-lag. Ca. 10 cm. sort org. matr. Gress/flis ? Noe søppel, gammel ledning, piggråd. Fin sand i bunnen.
Østerhavn		4	58°08,52	08°00,21	Fin sand med noe gress. Noe leire i bunnen,med svak H2S lukt, mulig dødt blåskjell.
Auglands bukta	2,5	4	58°07,21	07°57,98	Tynt brunt topp-lag, ellers sort matr. H2S lukt.
Kjosbukta	2,5	4	58°06,95	07°57,81	"
Lyng holmene	3,5	6	58°06,98	07°58,42	Ca. 3-4 mm. gul-brunt topp-lag. Resten sort matr. H2S lukt.

Vedlegg B.
Data vedrørende sammensetning av biologiske prøver (antall, lengde, vekt, utseende)

Vedleggstabell B.1 Lengde, vekt og leverfarge hos individuelt analyserte torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden (omr.B/C) okt.-nov. 1996. GH: Gul/Gulhvit(rosa) RB: Rød/Rødbrun
Ro: Rosa

Nr.	Vekt (g)	Lengde (cm)	Lever- vekt (g)	Lever- farge	Vekt: Leverv.	
1	284	28.0	7.1	GH	40	
2	438	32.5	7.0	GH	63	
3	517	36.0	12.2	GH	42	Antydning til finneråte
4	628	37.0	26.7	GH	24	
5	535	37.0	15.8	GH	33	
7	640	38.0	21.3	GH	30	
8	511	35.0	31.8	GH	16	
9	416	35.0	6.9	GH	60	Finneråte
10	568	36.0	22.7	GH	25	
12	579	39.0	17.2	GH	34	
13	623	40.0	33.3	GH	19	
14	571	40.0	6.3	RB	91	Noe finneråte
15	635	40.5	20.6	GH	31	
16	734	41.5	17.9	GH	41	
17	549	36.0	21.1	GH	26	
19	692	39.0	45.2	GH	15	
20	1111	45.0	42.5	GH	26	Finneråte
21	1155	48.0	49.5	GH	23	
22	1574	55.0	22.2	RB	71	
24	2224	60.0	49.8	GH	45	Finneråte
M ¹⁾	749	39.9	23.9		38	
SD ²⁾	455	7.4	14.1		20	

Alle eks. med sorte prikker i skinnet

1,2) Middell og standardavvik

Vedleggstabell B.2. Data for blandprøver av torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*), sjørøtt (*Salmo trutta*), og sandflyndre (*Limanda limanda*) fra Kristiansandsfjorden oktober-november 1996. M: Middelvei, SD: Standardavvik, VAR: Variasjonsintervall for lengde og vekt.

Prøver/antall	Torsk			
		M	SD	VAR
Omr. B/C N=25	Lengde (cm)	41.1	8.5	28.0-60.5
	Vekt (g)	823	525	284-2224
	Levervekt (g)	24,8	18.6	6.3-88.0
	Bemerkninger: Gjennomsnittlig forhold Vekt: Levervekt var 41.2 (SD 22.1, variasjon 15-94). 3 stk. hadde liten, rødbrun lever (V: LV 71-94), resten gulhvitt til rødgul/rosa lever. 7 stk. med finneråte, nesten alle eks. med sorte prikker i huden.			
Omr. D N=22	Lengde (cm)	40.7	8.55	23.0-55.0
	Vekt (g)	842	445	145-1673
	Bemerkninger: 2 stk. med rødbrun lever, 3 stk. med finneråte, nesten alle med sorte prikker i huden.			
Omr. E N=10	Lengde (cm)	43.3	8.4	31.0-54.0
	Vekt (g)	1048	538	302-1695
	Bemerkninger: 2 stk. med rød lever, resten gulrøde-rødgule. En med få sorte prikker. Ingen med finneråte. 2 forkastet pga. krabbespist buk.			
Omr. F N=16	Lengde (cm)	43.1	9.9	26.0-62.0
	Vekt (g)	1015	669	214-2634
	Bemerkninger: 1 med rødbrun lever, resten gulhvite-rødgule. 1 med finneråte.			
Omr. G N=13	Lengde (cm)	45.5	6.3	37.0-55.0
	Vekt (g)	1145	479	548-2059
	Bemerkninger: Ingen med rødbrun lever, alle gulrøde-rødgule. En med finneråte.			

		M	SD	VAR
Bragdøy	Lengde (cm)	45.6	7.5	33.0-55.0
N=25	Vekt (g)	1096	444	495-1804

Bemerkninger: 1 med rødbrun lever, resten gulrøde-rødgule. 4 stk. med finneråte. 19 stk. med varierende tetthet av svarte prikker i huden.

		Skrubbe		
Prøver/antall		M	SD	VAR
Omr. B/C	Lengde (cm)	30	3	27.0-33.0
N=5	Vekt (g)	369	113	284-496
Omr. D	Lengde (cm)	29.6	2.2	26.0-32.5
N=12	Vekt (g)	333.5	62.1	254-423

		Sjørret		
Omr. B/C		Hhv. 27/39 cm lengde og vekt 211/505 g, sistnevnte meget tynn.		
N=2				

		Sandflyndre		
Prøver/antall		M	SD	VAR
Omr. B/C	Lengde (cm)	23.3	1.3	22.0-25.0
N=4	Vekt (g)	145	20	124-169

Vedleggstabell B.3. Skallbredde, vekt av krabbesmør og vekt av rest skallinnmat i hanner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (omr. G) oktober-november 1996. M: Middel, S: Standardavvik, VAR: Variasjonsintervall.

Omr./antall	Skallbredde (cm)	Vekt Krabbesmør (g)¹⁾	Rest skallinnmat (g)
	M/SD/VAR	M/SD/VAR	M/SD/VAR
B/C, N=15	13.1/2.0/7.5-15-5	17.9/8.8/6.1-30.5	17.3/9.1/1.7-31.6
D, N=14	12.7/2.1/9.5-16.0	19.1/7.0/6.3-30.0	14.7/6.6/4.5-26.3
E, N=19	12.7/2.1/8.0-15.5	16.2/7.0/5.8-31.7	14.0/7.3/2.1-28.8
G, N=20	12.9/1.4/10.0-16.0	21.5/10.2/7.7-45.1	14.7/6.7/7.2-32.4

1) Krabbesmør i % av total skallinnmat: 51,57,54,59, hhv. for omr. B/C, D, E og G

Vedlegg C.

Rådata for sedimentanalyser ved NIVA

Klorerte forbindelser (utenom PCDF/PCDD, non-orto PCB og PCN), organisk karbon, tørrvekts %, tot. N, PAH og kornfordeling

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 04/08-97

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporterings-dato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.
 Kontaktperson : JOK NÆS Prosjektnr : O 800357 Stikkord : KRIFORT
 Rekvisisjonsnr: 1997-00530 Godkjent av: KAS Godkjent dato: 970804
 Rekvisisjon registert : 970321

Analysevariabel	TTS/% B3	TN/F µg/mg TS G6	TOC/F µg/mg TS G6	Ni-Sm µg/g E2 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	OCB-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	HCB-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	HCHA-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	HCHG-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	CB28-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	CB52-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	OCS-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	CB101-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	DDEPP-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	CB118-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	CB153-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3	TDEPP-Sm µg/kg H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3 t.v. H3-3
PrNr																
PrData																
001!	38,1	3,3	28,4	93,5	80,6	7,7	<0,2	<0,2	0,2	1,0	0,6	0,8	0,8	1,1	1,9	0,6
002	42,6	2,7	28,7	92,5	1,8	6,1	<0,2	<0,2	0,2	0,7	0,4	0,5	0,3	0,6	1,2	0,6
003	42,7	2,6	22,1	66,2	1,5	4,0	<0,2	<0,2	0,2	0,5	0,2	0,5	0,4	0,6	0,9	0,8
004	25,2	6,1	67,8	399	9,1	58,0	0,4	0,7	1,1	4,7	5,7	5,2	1,1	5,3	10,4	2,5
005!	32,4	4,1	44,0	1503	119	1060	2,4	2,0	2,2	9,4	20,9	4,0	1,5	5,1	8,9	3,7
006	48,8	2,0	25,3	476	27,2	209	0,7	0,7	0,2	4,5	9,3	1,8	0,6	2,8	4,2	2,7
007	49,6	2,2	24,3	499	25,2	189	0,6	0,8	1,0	5,6	9,9	50,8	0,6	3,2	4,6	2,3
008	42,5	2,7	37,3	975	58,5	582	1,6	1,8	2,4	12,4	21,8	3,3	1,1	5,7	7,6	3,9
009	42,6	3,2	41,6	908	49,5	525	1,5	2,0	1,6	9,2	16,3	2,3	1,0	5,0	7,3	4,0
010!	47,8	2,7	30,2	668	41,3	319	1,1	1,2	1,3	5,5	13,1	2,7	1,0	3,7	6,0	2,1
011	34,6	5,1	66,4	668	49,2	237	2,0	2,5	2,4	12,5	21,2	5,4	2,6	8,3	15,0	7,4
012!	34,5	6,1	68,8		43,8	491	2,0	2,2	2,6	11,2	21,5	2,6	2,0	8,2	15,1	3,9
013	35,2	5,5	67,4		28,2	425	1,7	2,3	1,6	11,3	20,8	3,4	2,0	7,0	15,6	2,5
014	38,7	4,3	55,0		34,6	333	1,3	1,4	1,4	6,4	11,6	3,3	1,0	5,2	8,3	2,1
015	39,9	5,4	68,2		31,1	299	1,9	1,7	1,6	10,2	18,5	2,0	1,2	5,3	9,0	4,7
016	34,7	6,3	71,5		51,2	353	2,0	2,3	2,6	12,1	21,9	3,8	1,7	7,8	13,3	3,9
017	34,8	5,1	70,2		49,3	347	1,9	2,2	2,5	10,8	20,9	2,3	1,4	7,1	12,3	3,4
018	35,1	4,6	65,9		58,5	455	2,2	2,2	2,5	12,6	22,3	5,3	1,7	9,3	14,6	3,6
019	35,6	5,0	66,0		55,3	493	2,1	2,4	2,4	10,9	18,8	2,3	1,6	7,4	13,0	3,7
020	55,4	1,9	20,4		0,8	17,7	0,3	0,4	0,4	0,5	<0,2	3,1	6,3	2,5	6,5	14,1
021	41,3	3,6	43,0		0,4	1,3	<0,2	0,4	3,6	6,3	<0,2	16,9	1,4	14,7	39,2	4,4
022	30,6	6,1	116		0,9	3,6	0,4	0,3	0,8	1,0	<0,2	2,7	1,0	2,9	4,9	1,7
023	22,0	10,9	112		2,4	9,4	0,4	0,4	0,9	1,2	0,8	1,7	1,4	3,4	4,4	2,5
024	34,5	4,3	47,6		1,3	5,8	1,9	1,2	0,2	1,0	0,2	1,5	0,3	1,9	2,2	0,5

Fortsetter i bredde;

Analysevariabel	Enhet	Metode	PrNr	PrDato	Merking	CB105-Sm µg/kg t.v. H3-3	CB138-Sm µg/kg t.v. H3-3	CB156-Sm µg/kg t.v. H3-3	CB180-Sm µg/kg t.v. H3-3	CB209-Sm µg/kg t.v. H3-3	NPD-Sm µg/kg t.v. H2-2	PAH-Sm µg/kg t.v. H2-2	EPOBR-IFE µg/kg t.v.	EPOCL-IFE µg/kg t.v.
St9	0-1cm		001!			0,5	1,7	0,5	0,7	5,4				
St11	0-1cm		002			0,3	1,2	0,3	0,4	2,0				
St12	0-1cm		003			0,2	1,0	0,2	0,4	1,7				
St16	0-1cm		004			1,7	9,5	2,9	5,9	14,4				
St35	0-1cm		005!			1,4	m	3,6	3,5	24,8				
St18-1	0-1cm		006			0,7	5,1	2,1	2,3	18,1			100	2470
St18-2	0-1cm		007			0,8	3,5	2,4	2,3	18,9			104	2310
St18-3	0-1cm		008			1,5	3,5	4,3	3,5	34,6			177	3780
St18-4	0-1cm		009			1,1	4,1	3,8	3,4	31,7			255	18730
St18-5	0-1cm		010!			1,0	m	3,5	2,5	25,2			183	1220
St17-1	0-1cm		011			2,6	11,6	6,6	7,5	39,9	u	u		
St17-2	0-1cm		012!			2,0	m	6,9	6,9	56,1	u	u		
St17-3	0-1cm		013			1,7	11,4	7,1	8,0	75,7	u	u		
St17-4	0-1cm		014			1,6	5,9	3,5	3,7	28,5	u	u		
St17-5	0-1cm		015			1,4	7,0	4,2	4,5	29,0	u	u		
St17-6	0-1cm		016			2,4	10,2	6,2	6,1	39,9	u	u		
St17-7	0-1cm		017			2,1	8,0	5,9	5,6	48,0	u	u		
St17-8	0-1cm		018			3,1	9,5	6,6	5,8	48,0	u	u		
St17-9	0-1cm		019			2,3	10,4	5,9	6,0	44,9	u	u		
Kongsgård	0-1cm		020			0,8	6,9	1,5	4,8	1,1	u	u		
Marvika	0-1cm		021			4,9	s43,3	7,6	28,2	5,2	u	u		
Otra	0-1cm		022			0,9	4,8	1,2	3,4	1,8	u	u		
Kjosbukta	0-1cm		023			1,2	3,7	1,2	1,9	4,6	u	u		
Lyngholmene	0-1cm		024			0,9	1,9	0,7	1,5	2,9	u	u		

PrNr 001 + Alle prøvene er tatt i des. 96.
 PrNr 005 + Maskert topp for CB138-Sm.
 PrNr 010 + Maskert topp for CB138-Sm.
 PrNr 012 + Maskert topp for CB138-Sm.

S = suspekt verdi

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 13/06-97

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

Kontaktperson : JOK NÆS Prosjektnr : O 800357 Strikkord : KRIFORT
 Rekvisisjonsnr: 1997-00618 Godkjent av: KAS Godkjent dato: 970613
 Rekvisisjon registrert : 970410

Analysevariabel	TTS/%	TV/F	TOC/F	OCB-Sm	HCBA-Sm	HCHG-Sm	CB28-Sm	CB52-Sm	OCS-Sm	CB101-Sm	DDEPP-Sm	CB118-Sm	CB153-Sm	TDEPP-Sm	CB105-Sm
Erhet	%	µg/m³ TS	µg/m³ TS	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Metode	B3	G6	G6	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.	H3-3 t.v.
PrNr PrDato Merking															
001 961215 Hannevika 0-2cm RWK1-4	35,3	3,8	63,5	112	2590	26,1	9,3	37,3	29,7	53,5	3,0	49,3	38,9	4,9	12,0
002! 961215 st15 Auglandsbukta 0-1cm	22,8	9,9	107	17,2	62,9	1,5	2,7	5,5	6,1	5,9	2,8	8,8	10,7	6,7	3,7

Fortsetter i bredde;

Analysevariabel	CB138-Sm	CB156-Sm	CB180-Sm	CB209-Sm
Erhet	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Metode	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3
PrNr PrDato Merking				
001 961215 Hannevika 0-2cm RWK1-4	38,6	8,9	8,5	42,1
002! 961215 st15 Auglandsbukta 0-1cm	9,9	3,4	7,1	18,1

PrNr 002 + Maskert topp for HCHA-Sm.

Navn/lokalitet : KRIFORT
Adresse :
Oppdragsnr. : 800357
Prøve mottatt : 21.3.97
Lab.kode : 530 11-16
Jobb.nr. : 97/91
Prøvetype : Sedimenter
Kons. i : Ug/kg tørrvekt
Analysemetode : H2-2
Dato : 11.6.97
Analytiker : Brg

1: St.17-1 0-1cm
2: St.17-2 0-1cm
3: St.17-3 0-1cm
4: St.17-4 0-1cm
5: St.17-5 0-1cm
6: St.17-6 0-1cm

	1	2	3	4	5	6
Disykliske:						

Naftalen	1270	1280	x)	407	286	525
C1-Naftalener	4150	3170	x)	519	268	534
Bifenyl	68	59	x)	47	35	57
C2-Naftalener	564	554	387	289	442	625
C3-Naftalener	970	749	643	285	450	614
PAH:						

Acenaftalen	<10	26	x)	26	18	21
Acenaften	1060	898	x)	628	344	668
Fluoren	221	230	x)	290	261	398
Fenantren	3120	3080	2765	2640	1790	3060
Antracen	883	898	825	756	571	851
C1-Dibenzotiofener	110	134	131	87	93	118
C1-Fenantrener	1150	1250	1432	904	775	1130
C2-Dibenzotiofener	225	196	66	158	140	241
C2-Fenantrener	663	754	846	612	822	879
Fluoranten	5210	4960	5120	4660	2940	5210
Pyren	4270	4140	4061	4020	2530	4310
C3-Dibenzotiofener	134	137	137	158	94	193
Benzo(a)antracen*	3390	3560	2611	3090	2030	3610
Chrysen	2400	2470	2815	2310	1500	2500
Benzo(b)fluoranten*	5220	5970	2989	4940	3100	5160
Benzo(j,k)fluoranten*	1870	1680	2437	1907	1170	2040
Benzo(e)pyren	2530	2600	2182	2470	1560	2640
Benzo(a)pyren*	2840	2940	2951	2740	1750	3010
Perylen	794	803	811	755	482	841
Ind.(1,2,3-cd)pyren*	2660	2790	2382	2580	1610	2930
Dibenz(a,c/a,h)ant*1)	518	533	487	510	340	594
Benzo(ghi)perylene	1930	2010	2208	1830	1200	2150
Sum disykliske	7022	5812	1030	1547	1481	2355
Sum NPD	12356	11304	6407	6059	5160	7919
Sum PAH	41198	42059	37256	38071	25120	42554
Sum KPAH	16498	17473	13857	15767	10000	17344
%NPD	25.6	23.6	16.7	15.3	19.4	17.6
%KPAH	34.2	36.5	36.2	39.8	37.6	38.6
SUM FORBINDELSER	48220	47871	38286	39618	26601	44909
% Tørrstoff						

x)-tapt under opparbeiding

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

1) Bare (a,h) isomeren

Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultatet gjelder kun for den prøve som er testet.

Navn/lokalitet : KRIFORT
Adresse :
Oppdragsnr. : 800357
Prøve mottatt : 21.3.97
Lab.kode : 530 17-22
Jobb.nr. : 97/91
Prøvetype : Sedimenter
Kons. i : Ug/kg tørrvekt
Analysemetode : H2-2
Dato : 11.6.97
Analytiker : Brg

- 1: St 17-7 0-1cm
2: St.17-8 0-1cm
3: St.17-9 0-1cm
4: Kongsgård 0-1cm
5: Marvika 0-1cm
6: Otra 0-1cm

	1	2	3	4	5	6
Disykliske:						

Naftalen	475	616	459	68	134	78
C1-Naftalener	511	509	555	78	154	104
Bifenyl	50	60	56	6	17	7
C2-Naftalener	579	563	589	72	192	220
C3-Naftalener	419	429	523	84	287	210
PAH:						

Acenaftilen	30	25	26	18	39	34
Acenaften	539	852	656	22	84	69
Fluoren	417	647	433	17	103	71
Fenantren	3030	4640	3350	232	810	295
Antracen	932	1280	931	67	284	260
C1-Dibenzotiofener	134	148	106	28	86	28
C1-Fenantrener	1160	1490	1140	159	615	595
C2-Dibenzotiofener	292	280	249	12	136	84
C2-Fenantrener	921	959	854	345	978	114
Fluoranten	5180	7040	5500	837	1760	861
Pyren	4270	5250	4500	738	1520	749
C3-Dibenzotiofener	162	185	171	50	161	35
Benzo(a)antracen*	3630	4460	3710	635	1220	412
Chrysen	2494	3000	2590	545	932	379
Benzo(b)fluoranten*	5070	7200	5780	2420	1720	1200
Benzo(j,k)fluoranten*	2000	1940	1820	x)	700	x)
Benzo(e)pyren	2590	3040	2650	653	922	279
Benzo(a)pyren*	2970	3570	2990	687	998	287
Perylen	824	1002	850	216	278	100
Ind.(1,2,3-cd)pyren*	2840	3420	2980	837	957	273
Dibenz(a,c/a,h)ant*1)	580	654	600	160	200	92
Benzo(ghi)perylene	2070	2450	2170	599	781	199
Sum disykliske	2034	2177	2182	308	784	619
Sum NPD	7683	9819	7996	1128	3553	1763
Sum PAH	42135	53532	44056	9277	15284	6416
Sum KPAH	17090	21244	17880	4739	5795	2264
%NPD	17.4	17.6	17.3	11.8	22.1	25.1
%KPAH	38.7	38.1	38.7	49.4	36.1	32.2
SUM FORBINDELSER	44169	55709	46238	9585	16068	7035
% Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

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

1) Bare (a,h) isomeren

Denne rapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultatet gjelder kun for den prøve som er testet.



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Postboks 173 Kjelsås N-0411 Oslo

Navn/lokalitet : Krifort
Adresse :
Oppdragsnr. : 800357
Prøve mottatt : 21.3.97
Lab.kode : 530 23-24
Jobb.nr. : 97/91
Prøvetype : Sedimenter
Kons. i : Ug/kg tørrvekt
Analysemetode : H2-2
Dato : 11.6.97
Analytiker : Brg

1: Kjosbukta 0-1cm
2: Lyngholmene 0-1cm
3:
4:
5:
6:

	1	2	3	4	5	6
Disykliske:						
Naftalen	83	47				
C1-Naftalener	131	41				
Bifenyl	8	6				
C2-Naftalener	66	33				
C3-Naftalener	40	26				
PAH:						
Acenaftalen	<5	<5				
Acenaften	84	172				
Fluoren	52	112				
Fenantren	438	320				
Antracen	181	114				
C1-Dibenzotofener	25	24				
C1-Fenantrener	176	108				
C2-Dibenzotofener	19	<10				
C2-Fenantrener	277	189				
Fluoranten	1020	761				
Pyren	846	697				
C3-Dibenzotofener	73	57				
Benzo(a)antracen*	585	399				
Chrysen	508	422				
Benzo(b)fluoranten*	2290	1440				
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)				
Benzo(e)pyren	547	323				
Benzo(a)pyren*	546	382				
Perylen	176	127				
Ind.(1,2,3-cd)pyren*	688	358				
Dibenz(a,c/a,h)ant*1)	170	106				
Benzo(ghi)perylene	481	265				
Sum disykliske	328	153				
Sum NPD	1328	845				
Sum PAH	9182	6376				
Sum KPAH	4279	2685				
%NPD	14.0	12.9				
%KPAH	45.0	41.1				
SUM FORBINDELSER	9510	6529				
% Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

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

1) Bare (a,h) isomeren

Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultatet gjelder kun for den prøve som er testet.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Postboks 173 Kjelsås N-0411 Oslo

Navn/lokalitet : Krifort
Adresse :
Oppdragsnr. : 800357
Prøver mottatt : 21.3.97
Lab.kode : 530 23-24
Jobb.nr. : 97/91
Prøvetype : Sedimenter
Kons. i : Ug/kg tørrvekt
Analysemetode : H2-2
Dato : 11.6.97
Analytiker : Brg

1: Kjosbukta 0-1cm
2: Lyngholmene 0-1cm
3:
4:
5:
6:

	1	2	3	4	5	6
Disykliske:						

Naftalen	83	47				
C1-Naftalener	131	41				
Bifenyli	8	6				
C2-Naftalener	66	33				
C3-Naftalener	40	26				
PAH:						

Acenaftylen	<5	<5				
Acenaften	84	172				
Fluoren	52	112				
Fenantren	438	320				
Antracen	181	114				
C1-Dibenzotiofener	25	24				
C1-Fenantrener	176	108				
C2-Dibenzotiofener	19	<10				
C2-Fenantrener	277	189				
Fluoranten	1020	761				
Pyren	846	697				
C3-Dibenzotiofener	73	57				
Benzo(a)antracen*	585	399				
Chrysen	508	422				
Benzo(b)fluoranten*	2290	1440				
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)				
Benzo(e)pyren	547	323				
Benzo(a)pyren*	546	382				
Perylen	176	127				
Ind.(1,2,3-cd)pyren*	688	358				
Dibenz(a,c/a,h)ant*1)	170	106				
Benzo(ghi)perylene	481	265				
Sum disykliske	328	153				
Sum NPD	1328	845				
Sum PAH	9182	6376				
Sum KPAH	4279	2685				
%NPD	14,0	12,9				
%KPAH	45,0	41,1				
SUM FORBINDELSER	9510	6529				
% Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

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

1) Bare (a,h) isomeren

Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultatet gjelder kun for den prøve som er testet.



Navn/lokalitet : KRIFORT
Adresse :
Oppdragsnr. : 800357
Prøver mottatt : 21.3.97
Lab.kode : 530 17-22
Jobb.nr. : 97/91
Prøvetype : Sedimenter
Kons. i : Ug/kg tørrvekt
Analysemetode : H2-2
Dato : 11.6.97
Analytiker : Brg

1: St 17-7 0-1cm
2: St.17-8 0-1cm
3: St.17-9 0-1cm
4: Kongsgård 0-1cm
5: Marvika 0-1cm
6: Otra 0-1cm

	1	2	3	4	5	6
Disykliske:						

Naftalen	475	616	459	68	134	78
C1-Naftalener	511	509	555	78	154	104
Bifenyl	50	60	56	6	17	7
C2-Naftalener	579	563	589	72	192	220
C3-Naftalener	419	429	523	84	287	210
PAH:						

Acenaftalen	30	25	26	18	39	34
Acenaften	539	852	656	22	84	69
Fluoren	417	647	433	17	103	71
Fenantren	3030	4640	3350	232	810	295
Antracen	932	1280	931	67	284	260
C1-Dibenzotiofener	134	148	106	28	86	28
C1-Fenantrener	1160	1490	1140	159	615	595
C2-Dibenzotiofener	292	280	249	12	136	84
C2-Fenantrener	921	959	854	345	978	114
Fluoranten	5180	7040	5500	837	1760	861
Pyren	4270	5250	4500	738	1520	749
C3-Dibenzotiofener	162	185	171	50	161	35
Benzo(a)antracen*	3630	4460	3710	635	1220	412
Chrysen	2494	3000	2590	545	932	379
Benzo(b)fluoranten*	5070	7200	5780	2420	1720	1200
Benzo(j,k)fluoranten*	2000	1940	1820	x)	700	x)
Benzo(e)pyren	2590	3040	2650	653	922	279
Benzo(a)pyren*	2970	3570	2990	687	998	287
Perylen	824	1002	850	216	278	100
Ind.(1,2,3-cd)pyren*	2840	3420	2980	837	957	273
Dibenz(a,c/a,h)ant*1)	580	654	600	160	200	92
Benzo(ghi)perylene	2070	2450	2170	599	781	199
Sum disykliske	2034	2177	2182	308	784	619
Sum NPD	7683	9819	7996	1128	3553	1763
Sum PAH	42135	53532	44056	9277	15284	6416
Sum KPAH	17090	21244	17880	4739	5795	2264
%NPD	17,4	17,6	17,3	11,8	22,1	25,1
%KPAH	38,7	38,1	38,7	49,4	36,1	32,2
SUM FORBINDELSER	44169	55709	46238	9585	16068	7035
% Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

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

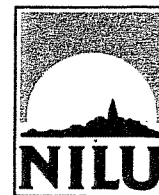
1) Bare (a,h) isomeren

Denne rapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultatet gjelder kun for den prøve som er testet.

Kornfordeling i sedimenter

Stasjon	%<63 µm
9	99
11	95
12	87
16	90
35	81
18_1	70
18_2	69
18_3	77
18_4	76
18_5	71
17_1	93
17_2	89
17_3	91
17_4	82
17_5	74
17_6	90
17_7	92
17_8	88
17_9	91
Kongsgård	36
Marvika	43
Otra	69
Kjosbukta	88
Andøy	71
Hannevika	91
Auglandsbukta	71

Vedlegg D.
Analyser ved NILU av PCDF/PCDD og non-orto
PCB i sediment



Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
v/Jon Knutzen
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	1762/97
Sak nr.:	0-8003-57
Mottatt:	10.8

Deres ref./Your ref.:
jok/jok 2/4-97
J.nr. 753, S.nr. O-800357

Vår ref./Our ref.:
MSc/Maa/O-91092

Kjeller,
8. august 1997

Rettelse til målerapport nr. O-370 og analyse med hensyn på dioksin og non-orto PCB i 9 prøver fra *Kristiansandsfjorden* 1996

Vi viser til bestilling av 02.04.97 og oversender analyseresultatene.

Vi ber Dem makulere målerapport nr. O-370 av 1. juli 1997 i sin helhet og erstatte den med "Rettelse til målerapport nr. O-370" av 7. august 1997.

Vi gir følgende tilleggsinformasjon:

Vår metode, NILU-O-1, som er akkreditert etter EN-45001, er benyttet.

Som kvalitetssikringstiltak ble ¹³C-merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte isomerer tilsatt prøven før opparbeidelses- og analyseprosedyren. Gjenvinningsstandard tilsettes rett før analyse på GC/MS. Etter vår metode skal gjenvinningen av tilsatte ¹³C-isotopmerkete internstandarder ligge innenfor 40-120% i forhold til en av de tilsatte ¹³C-isotopmerkete gjenvinningsstandardene. Gjenvinningen er tilfredsstillende for alle prøvene, unntatt prøve 97/313, St. 11, som har en gjenvinning mellom 30-38%.

Prøvene er korrigerte for gjenvinning.

Prøve 97/314, St. 12, må reanalyseres og blir rapportert så snart som mulig.

Med hilsen

Martin Schlabach
Fung. leder, Kjemisk analyse

Vedlegg: Rettelse til målerapport O-370 samt analyseresultater

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

NILU
P.O. Box 100
Instituttveien 18
N-2007 KJELLER, Norway
Telephone: +47 63 89 80 00
Telefax : +47 63 89 80 50
Telex : 74854 nilu n

NILU-Tromsø
P.O. Box 1245
Strandtorget 2B
N-9001 TROMSØ, Norway
Telephone: +47 77 65 69 55
Telefax : +47 77 65 61 99

Bank: 5102.05.19030
Postgiro: 0813 3308327
Foretaksnr./Enterprise No. 941705561

Rettelse til målerapport nr. O-370

(erstatte tidligere utsendt målerapport O-370 (med vedlegg))

Oppdragsgiver: Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
v/Jon Knutzen
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Prosjekt nr.: O-97056

Prøvetaking:

Sted: Kristiansandsfjorden
Ansvar: Oppdragsgiver
Kommentar:

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens prøvenr.	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
97/312	St. 9, 530-1, 0-1 cm	Sediment	03.04.97	13.05.-27.06.97
97/313	St. 11, 530-1, 0-1 cm	"	"	"
97/315	St. 16, 530-4, 0-1 cm	"	"	"
97/316	St. 35, 530-5, 0-1 cm	"	"	"
97/317	St. 18/1, 530-6, 0-1 cm	"	"	"
97/318	St. 18/2, 530-7, 0-1 cm	"	"	"
97/319	St. 18/3, 530-8, 0-1 cm	"	"	"
97/320	St. 18/4, 530-9, 0-1 cm	"	"	"
97/321	St. 18/5, 530-10, 0-1 cm	"	"	"

Analyser:

Utført av: Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100
N-2007 KJELLER

Målemetode: NILU-O-1 ("Bestemmelse av polyklorete dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner")

Måleusikkerhet: +25%

Kommentarer: Prøve 97/313, st. 11, tilfredsstilte ikke vårt krav til gjenvinning (40-120%). Gjenvinningen lå mellom 30-38%

Godkjenning: Kjeller, 8. august 1997



Martin Schlabach
Fung. leder, Kjemisk analyse

Vedlegg: 9 analyseresultater à 4 sider: 36 sider
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 38 sider

Måleresultatene gjelder bare de prøvene som er analysert. Denne rapporten skal ikke gjengis i utdrag, uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



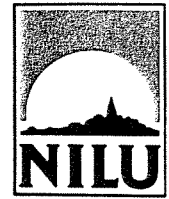
Vedlegg til målerapport nr: O-370
 NILU-Prøvenummer: 97/312
 Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
 Kundernes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96
 : St.9 530-1 0-1 cm.
 Prøvetype: Sediment.
 Prøvemengde: 10 g tørt
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF159091-DF151151

Kjeller, 24.06.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	0,83	90		0,83
SUM TCDD	30,1			
12378-PeCDD	2,81	86		1,41
SUM PeCDD	36,0			
123478-HxCDD	3,21	96		0,32
123678-HxCDD	5,71	80		0,57
123789-HxCDD	5,84			0,58
SUM HxCDD	82,2			
1234678-HpCDD	54,8	83		0,55
SUM HpCDD	120			
OCDD	339	82		0,34
SUM PCDD	607			4,60
2378-TCDF	24,2	79		2,42
SUM TCDF	332			
12378/12348-PeCDF	26,2		0,26	1,31
23478-PeCDF	16,0	90		8,00
SUM PeCDF	189			
123478/123479-HxCDF	51,6	87		5,16
123678-HxCDF	27,9	81		2,79
123789-HxCDF	3,63			0,36
234678-HxCDF	17,1	91		1,71
SUM HxCDF	161			
1234678-HpCDF	194	73		1,94
1234789-HpCDF	29,3			0,29
SUM HpCDF	307			
OCDF	390	40		0,39
SUM PCDF	1 379		23,3	24,4
SUM PCDD/PCDF	1 986		27,9	29,0

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-370
NILU-Prøvenummer: 97/312
Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96
: St.9 530-1 0-1 cm.
Prøvetype: Sediment.
Prøvemengde: 10 g tørt
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF159091-DF151151

Kjeller, 24.06.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	128	56	0,06	1,28
344'5'-TeCB(PCB-81)	36,2			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	49,4	52	4,94	4,94
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	15,1	(i) 49	0,15	0,76
SUM TE-PCB			5,16	6,98

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

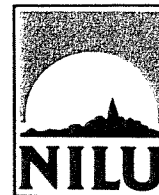
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-370

NILU-Prøvenummer: 97/313

Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357

Kjeller, 24.06.97

Kundenes prøvemerkning: Kristiansandsfjorden-96

: St.11 530-2 0-1 cm.

Prøvetype: Sediment.

Prøvemengde: 10 g tørt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF159101-DF151121

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,54 (i)	*	0,54	
SUM TCDD	10,7			
12378-PeCDD	3,48 (i)	*	1,74	
SUM PeCDD	26,4			
123478-HxCDD	2,42	*	0,24	
123678-HxCDD	3,77 (i)	*	0,38	
123789-HxCDD	3,47 (i)		0,35	
SUM HxCDD	30,2			
1234678-HpCDD	30,8	*	0,31	
SUM HpCDD	65,5			
OCDD	173	*	0,17	
SUM PCDD	306		3,73	
2378-TCDF	17,0	*	1,70	
SUM TCDF	204			
12378/12348-PeCDF	20,8		0,21	1,04
23478-PeCDF	11,4	*	5,70	
SUM PeCDF	135			
123478/123479-HxCDF	34,9	*	3,49	
123678-HxCDF	21,0	*	2,10	
123789-HxCDF	2,83 (i)		0,28	
234678-HxCDF	13,2	*	1,32	
SUM HxCDF	99,5			
1234678-HpCDF	138	*	1,38	
1234789-HpCDF	20,2		0,20	
SUM HpCDF	221			
OCDF	239	*	0,24	
SUM PCDF	898		16,6	17,4
SUM PCDD/PCDF	1 203		20,3	21,2

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

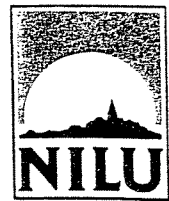
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

Vedlegg til målerapport nr: O-370
 NILU-Prøvenummer: 97/313
 Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
 Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96
 : St.11 530-2 0-1 cm.
 Prøvetype: Sediment.
 Prøvemengde: 10 g tørt
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF159101-DF151121

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	117	*	0,06	1,17
344'5'-TeCB(PCB-81)	10,0	*		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	15,6	*	1,56	1,56
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	5,10 (i)	*	0,05	0,26
SUM TE-PCB			1,67	2,99

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter Ahlborg et al. (1994)
 TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter Safe (1994)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



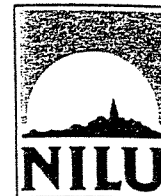
Vedlegg til målerapport nr: O-392
 NILU-Prøvenummer: 97/314C
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: St.12. 0-1 cm. 530-3.
 :
 Prøvetype: Sediment
 Prøvemengde: 8,14 g (tørt materiale)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF232031

Kjeller, 21.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,97 (i)	66		0,97
SUM TCDD	11,4			
12378-PeCDD	3,12	65		1,56
SUM PeCDD	14,1			
123478-HxCDD	2,64	74		0,26
123678-HxCDD	4,14	73		0,41
123789-HxCDD	5,85			0,59
SUM HxCDD	58,3			
1234678-HpCDD	43,7	78		0,44
SUM HpCDD	98,3			
OCDD	288	66		0,29
SUM PCDD	470			4,52
2378-TCDF	11,8	67		1,18
SUM TCDF	183			
12378/12348-PeCDF	18,7		0,19	0,94
23478-PeCDF	11,2	67		5,62
SUM PeCDF	123			
123478/123479-HxCDF	34,6	67		3,46
123678-HxCDF	19,5	68		1,95
123789-HxCDF	2,90			0,29
234678-HxCDF	12,6	67		1,26
SUM HxCDF	147			
1234678-HpCDF	120	73		1,20
1234789-HpCDF	22,0			0,22
SUM HpCDF	198			
OCDF	291	66		0,29
SUM PCDF	941		15,7	16,4
SUM PCDD/PCDF	1 411		20,2	20,9

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 21.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-392
NILU-Prøvenummer: 97/314C
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: St.12. 0-1 cm. 530-3.

Prøvetype: Sediment
Prøvemengde: 8,14 g (tørt materiale)
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF232031

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	99,8	65	0,05	1,00
344'5'-TeCB(PCB-81)	3,49			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	8,91	73	0,89	0,89
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	4,43	73	0,04	0,22
SUM TE-PCB			0,99	2,11

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

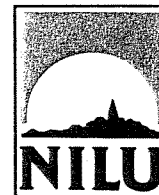
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(!): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-370

NILU-Prøvenummer: 97/315

Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357

Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96

: St.16 530-4 0-1 cm.

Prøvetype: Sediment.

Prøvemengde: 6,5 g tørt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF159131-DF151141

Kjeller, 24.06.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,88 (i)	72		0,88
SUM TCDD	28,7			
12378-PeCDD	3,36	74		1,68
SUM PeCDD	24,7			
123478-HxCDD	3,56	72		0,36
123678-HxCDD	5,85 (i)	61		0,59
123789-HxCDD	4,40			0,44
SUM HxCDD	74,1			
1234678-HpCDD	52,8	45		0,53
SUM HpCDD	118			
OCDD	327	48		0,33
SUM PCDD	572			4,80
2378-TCDF	22,8	74		2,28
SUM TCDF	247			
12378/12348-PeCDF	26,5		0,27	1,33
23478-PeCDF	15,7	77		7,85
SUM PeCDF	198			
123478/123479-HxCDF	51,0	66		5,10
123678-HxCDF	28,5	63		2,85
123789-HxCDF	3,61 (i)			0,36
234678-HxCDF	17,0	56		1,70
SUM HxCDF	178			
1234678-HpCDF	202	41		2,02
1234789-HpCDF	27,6			0,28
SUM HpCDF	313			
OCDF	393	40		0,39
SUM PCDF	1 329		23,1	24,2
SUM PCDD/PCDF	1 901		27,9	29,0

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

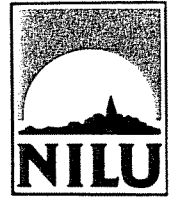
<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater

nonorto-PCB



Kjeller, 24.06.97

Vedlegg til målerapport nr: O-370
NILU-Prøvenummer: 97/315
Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
Kundenes prøvemerkning: Kristiansandsfjorden-96
: St.16 530-4 0-1 cm.
Prøvetype: Sediment.
Prøvemengde: 6,5 g tørt
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF159131-DF151141

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	175	*	0,09	1,75
344'5'-TeCB(PCB-81)	11,6			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	20,6	*	2,06	2,06
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	6,40 (i)	*	0,06	0,32
SUM TE-PCB			2,21	4,13

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

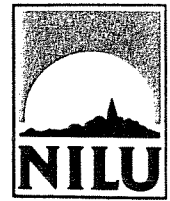
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-370

NILU-Prøvenummer: 97/317

Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357

Kjeller, 26.06.97

Kundenes prøvermerking: Kristiansandsfjorden-96
: St.18/1. 530-6. 0-1 cm.

Prøvetype: Sediment.

Prøvemengde: 10 g tørt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF159181-DF160041

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,30	63	2,30	
SUM TCDD	74,7			
12378-PeCDD	5,96	59	2,98	
SUM PeCDD	88,2			
123478-HxCDD	7,19	50	0,72	
123678-HxCDD	11,6	58	1,16	
123789-HxCDD	10,4		1,04	
SUM HxCDD	134			
1234678-HpCDD	83,2	66	0,83	
SUM HpCDD	153			
OCDD	305	74	0,30	
SUM PCDD	755		9,33	
2378-TCDF	202	66	20,2	
SUM TCDF	2 451			
12378/12348-PeCDF	205		2,05	10,3
23478-PeCDF	99,6	76	49,8	
SUM PeCDF	1 768			
123478/123479-HxCDF	404	64	40,4	
123678-HxCDF	234	61	23,4	
123789-HxCDF	28,6		2,86	
234678-HxCDF	111	72	11,1	
SUM HxCDF	1 154			
1234678-HpCDF	1 508	57	15,1	
1234789-HpCDF	282		2,82	
SUM HpCDF	2 471			
OCDF	2 142	100	2,14	
SUM PCDF	9 986		170	178
SUM PCDD/PCDF	10 741		179	187

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

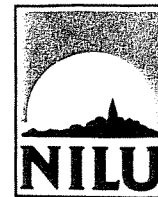
<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater

nonorto-PCB



Kjeller, 26.06.97

Vedlegg til målerapport nr: O-370
NILU-Prøvenummer: 97/317
Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96
: St.18/1. 530-6. 0-1 cm.
Prøvetype: Sediment.
Prøvemengde: 10 g tørt
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF159181-DF160041

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	349	66	0,17	3,49
344'5-TeCB(PCB-81)	125	(i)		
33'44'5-PeCB (PCB-126)	100	67	10,0	10,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	49,5	59	0,49	2,47
SUM TE-PCB			10,7	16,0

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-370

NILU-Prøvenummer: 97/318

Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357

Kjeller, 27.06.97

Kundenes prøvemerkning: Kristiansandsfjorden-96

: St.18/2. 530-8. 0-1 cm.

Prøvetype: Sediment.

Prøvemengde: 10 g tørt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF159191-DF160051

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	3,00	80	3,00	
SUM TCDD	95,8			
12378-PeCDD	6,88	79	3,44	
SUM PeCDD	120			
123478-HxCDD	7,77	64	0,78	
123678-HxCDD	12,5	84	1,25	
123789-HxCDD	11,3		1,13	
SUM HxCDD	134			
1234678-HpCDD	94,8	89	0,95	
SUM HpCDD	177			
OCDD	339	107	0,34	
SUM PCDD	866		10,9	
2378-TCDF	246	89	24,6	
SUM TCDF	3 408			
12378/12348-PeCDF	229		2,29	11,4
23478-PeCDF	110	106	54,9	
SUM PeCDF	2 049			
123478/123479-HxCDF	484	84	48,4	
123678-HxCDF	274	83	27,4	
123789-HxCDF	36,7		3,67	
234678-HxCDF	138	90	13,8	
SUM HxCDF	1 441			
1234678-HpCDF	1 719	83	17,2	
1234789-HpCDF	313		3,13	
SUM HpCDF	2 806			
OCDF	2 522	94	2,52	
SUM PCDF	12 227		198	207
SUM PCDD/PCDF	13 093		209	218

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater

nonorto-PCB



Vedlegg til målerapport nr: O-370
NILU-Prøvenummer: 97/318
Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96
: St.18/2. 530-8. 0-1 cm.
Prøvetype: Sediment.
Prøvemengde: 10 g tørt
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF159191-DF160051

Kjeller, 27.06.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	395	77	0,20	3,95
344'5'-TeCB(PCB-81)	92,5 (i)			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	125	83	12,5	12,5
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	52,7	71	0,53	2,63
SUM TE-PCB			13,2	19,1

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-370

NILU-Prøvenummer: 97/319

Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357

Kjeller, 27.06.97

Kundenes prøvemerkning: Kristiansandsfjorden-96

: St.18/3. 530-7. 0-1 cm.

Prøvetype: Sediment. .

Prøvemengde: 20 g tørt

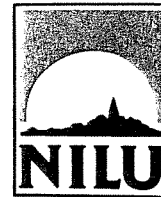
Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF159201-DF160071

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	4,78	74	4,78	
SUM TCDD	414			
12378-PeCDD	12,7	80	6,34	
SUM PeCDD	367			
123478-HxCDD	15,3	86	1,53	
123678-HxCDD	26,6	74	2,66	
123789-HxCDD	25,2		2,52	
SUM HxCDD	385			
1234678-HpCDD	199	76	1,99	
SUM HpCDD	365			
OCDD	727	86	0,73	
SUM PCDD	2 258		20,5	
2378-TCDF	454	84	45,4	
SUM TCDF	6 967			
12378/12348-PeCDF	424		4,24	21,2
23478-PeCDF	211	100	106	
SUM PeCDF	3 526			
123478/123479-HxCDF	938	76	93,8	
123678-HxCDF	573	76	57,3	
123789-HxCDF	76,0		7,60	
234678-HxCDF	285	82	28,5	
SUM HxCDF	3 038			
1234678-HpCDF	3 749	80	37,5	
1234789-HpCDF	711		7,11	
SUM HpCDF	6 222			
OCDF	5 133	100	5,13	
SUM PCDF	24 886		392	409
SUM PCDD/PCDF	27 144		413	430

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-370
NILU-Prøvenummer: 97/319
Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96
: St.18/3. 530-7. 0-1 cm.
Prøvetype: Sediment.
Prøvemengde: 20 g tørt
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF159201-DF160071

Kjeller, 27.06.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	837	60	0,42	8,37
344'5-TeCB(PCB-81)	204	(i)		
33'44'5-PeCB (PCB-126)	244	74	24,4	24,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	111	62	1,11	5,54
SUM TE-PCB			25,9	38,3

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-370

NILU-Prøvenummer: 97/320

Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357

Kjeller, 27.06.97

Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96

: St.18/4. 530-9. 0-1 cm.

Prøvetype: Sediment. .

Prøvemengde: 20 g tørt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF159151-DF160081

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	4,57	58	4,57	
SUM TCDD	140			
12378-PeCDD	10,2	60	5,08	
SUM PeCDD	165			
123478-HxCDD	12,8	66	1,28	
123678-HxCDD	24,3	58	2,43	
123789-HxCDD	21,8		2,18	
SUM HxCDD	272			
1234678-HpCDD	168	60	1,68	
SUM HpCDD	310			
OCDD	657	66	0,66	
SUM PCDD	1 544		17,9	
2378-TCDF	416	64	41,6	
SUM TCDF	5 901			
12378/12348-PeCDF	345		3,45	17,2
23478-PeCDF	179	84	89,3	
SUM PeCDF	2 548			
123478/123479-HxCDF	779	64	77,9	
123678-HxCDF	457	64	45,7	
123789-HxCDF	76,5		7,65	
234678-HxCDF	279	62	27,9	
SUM HxCDF	2 739			
1234678-HpCDF	3 235	60	32,4	
1234789-HpCDF	641		6,41	
SUM HpCDF	5 467			
OCDF	4 811	82	4,81	
SUM PCDF	21 467		337	351
SUM PCDD/PCDF	23 010		355	369

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

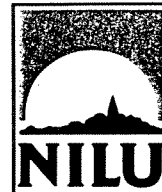
i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-370
NILU-Prøvenummer: 97/320
Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
Kundenes prøvemerkning: Kristiansandsfjorden-96
: St.18/4. 530-9. 0-1 cm.
Prøvetype: Sediment.
Prøvemengde: 20 g tørt
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF159151-DF160081

Kjeller, 27.06.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	778	60	0,39	7,78
344'5'-TeCB(PCB-81)	227	(i)		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	228	66	22,8	22,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	99,0	66	0,99	4,95
SUM TE-PCB			24,2	35,5

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-370
 NILU-Prøvenummer: 97/321
 Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
 Kundernes prøvemerkning: Kristiansandsfjorden-96
 : St.18/5. 530-10. 0-1 cm.
 Prøvetype: Sediment.
 Prøvemengde: 20 g tørt
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF159081-DF160101

Kjeller, 05.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	2,79	58	2,79	
SUM TCDD	4 145			
12378-PeCDD	7,56	62	3,78	
SUM PeCDD	101			
123478-HxCDD	8,26	72	0,83	
123678-HxCDD	13,9	64	1,39	
123789-HxCDD	14,0		1,40	
SUM HxCDD	151			
1234678-HpCDD	108	60	1,08	
SUM HpCDD	206			
OCDD	433	56	0,43	
SUM PCDD	5 036		11,7	
2378-TCDF	278	58	27,8	
SUM TCDF	4 145			
12378/12348-PeCDF	283		2,83	14,2
23478-PeCDF	132	64	65,9	
SUM PeCDF	2 541			
123478/123479-HxCDF	553	56	55,3	
123678-HxCDF	329	58	32,9	
123789-HxCDF	41,3		4,13	
234678-HxCDF	158	60	15,8	
SUM HxCDF	1 819			
1234678-HpCDF	2 133	56	21,3	
1234789-HpCDF	394		3,94	
SUM HpCDF	3 482			
OCDF	3 182	60	3,18	
SUM PCDF	15 169		233	244
SUM PCDD/PCDF	20 206		245	256

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 05.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-370
NILU-Prøvenummer: 97/321
Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96
: St.18/5. 530-10. 0-1 cm.
Prøvetype: Sediment.
Prøvemengde: 20 g tørt
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF159081-DF160101

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	480	64	0,24	4,80
344'5'-TeCB(PCB-81)	112	(i)		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	167	70	16,7	16,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	60,7	76	0,61	3,03
SUM TE-PCB			17,6	24,6

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-370

NILU-Prøvenummer: 97/316

Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357

Kjeller, 24.06.97

Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96

: St.35 530-5 0-1 cm.

Prøvetype: Sediment. .

Prøvemengde: 10 g tørt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF159141-DF160031

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning		TE (nordisk)		i-TE	
	pg/g		%		pg/g		pg/g	
2378-TCDD	5,65		96		5,65			
SUM TCDD	137							
12378-PeCDD	43,5		49		21,8			
SUM PeCDD	281							
123478-HxCDD	15,8		78		1,58			
123678-HxCDD	21,7		73		2,17			
123789-HxCDD	19,1				1,91			
SUM HxCDD	229							
1234678-HpCDD	153		49		1,53			
SUM HpCDD	302							
OCDD	696		58		0,70			
SUM PCDD	1 645				35,3			
2378-TCDF	630		65		63,0			
SUM TCDF	8 597							
12378/12348-PeCDF	411				4,11		20,6	
23478-PeCDF	254		98		127			
SUM PeCDF	3 949							
123478/123479-HxCDF	897		79		89,7			
123678-HxCDF	232		(i) 75		23,2			
123789-HxCDF	98,7		(i)		9,87			
234678-HxCDF	293		(i) 65		29,3			
SUM HxCDF	3 340							
1234678-HpCDF	3 559		58		35,6			
1234789-HpCDF	397				3,97			
SUM HpCDF	5 454							
OCDF	5 178		73		5,18			
SUM PCDF	26 518				391		407	
SUM PCDD/PCDF	28 163				426		443	

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater

nonorto-PCB



Vedlegg til målerapport nr: O-370
NILU-Prøvenummer: 97/316
Kunde: NIVA/ J.Knutzen O-800357
Kundenes prøvemerking: Kristiansandsfjorden-96
: St.35 530-5 0-1 cm.
Prøvetype: Sediment.
Prøvemengde: 10 g tørt
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF159141-DF160031

Kjeller, 24.06.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 031	53	0,52	10,3
344'5-TeCB(PCB-81)	399	(i)		
33'44'5-PeCB (PCB-126)	282	67	28,2	28,2
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	123	60	1,23	6,15
SUM TE-PCB			29,9	44,7

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

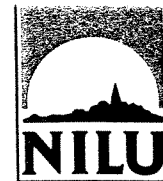
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

Vedlegg E.
Analyser ved NILU av PCDF/PCDD og non-orto
PCB i organismer



Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
v/Jon Knutzen
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	1970/97
Sak nr.:	80003-57
Mottatt:	8.9

Deres ref./Your ref.:
JOK/JOK.18/4-97
J.nr. 887, S.nr. O-800357

Vår ref./Our ref.:
AaB/MAa/O-97056

Kjeller,
5. september 1997

Analysen av PCDF/PCDD, non-orto PCB og fettbestemmelse i biologiske prøver fra Kristiansandsfjorden 1996

Vi viser til bestilling av 18.04.97 og oversender analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport nr. O-386 og gir følgende tilleggsinformasjon:

Vår metode, NILU-O-1, som er akkreditert etter EN-45001, er benyttet.

Som kvalitetssikringstiltak ble ^{13}C -merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte isomerer tilsatt prøven før opparbeidelses- og analyseprosedyren. Gjenvinningsstandard tilsettes rett før analyse på GC/MS. Etter vår metode skal gjenvinningen av tilsatte ^{13}C -isotopmerkete internstandarder ligge innenfor 40-120% i forhold til en av de tilsatte ^{13}C -isotopmerkete gjenvinningsstandardene. Gjenvinningen er tilfredsstillende for alle prøvene unntatt: 97/497, hvor gjenvinning merket * er 38-39%.
97/496, hvor gjenvinning merket * er 25-30%
97/507, hvor gjenvinning merket * er 28%.

Resultatene er korrigerte for gjenvinning.

Med hilsen

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Kjemisk analyse

Aase Biseth
Aase Biseth
Ingeniør

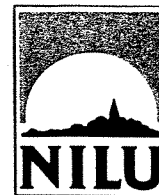
Vedlegg: Målerapport O-386, analyseresultater samt faktura

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

NILU
P.O. Box 100
Instituttveien 18
N-2007 KJELLER, Norway
Telephone: +47 63 89 80 00
Telefax : +47 63 89 80 50
Telex : 74854 nilu n

NILU-Tromsø
P.O. Box 1245
Fiolvegen 15
N-9001 TROMSØ, Norway
Telephone: +47 77 60 69 70
Telefax : +47 77 60 69 71

Bank: 5102.05.19030
Foretaksnr./Enterprise No. 941705561



NOTAT

Til : Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Fra: Aase Biseth
Dato : Kjeller, 5. september 1997
Deres ref. : O-800357 jok/jok. 18.04.97
Vår ref. : AaB/MAa/O-97056

SAK: Fettbestemmelse i biologiske prøver

NILUs nr.	NIVAs prosjektnr.	Materiale	Kundens merking	% ekstraherbart fett
97/490	O-800357	Torskelever	Omr B, Dybingen, okt/nov. 96	40,8
97/491	"	"	Omr. D, Fossevika, okt. 96	39,6
97/492	"	"	Omr. E, Dvergsøy, okt/nov. 96	45,7
97/493	"	"	Omr. F, Indre Kalvøy, okt. 96	34,0
97/494	"	"	Omr. G, Ny Hellesund, 23.11.96	48,3
97/494	"	"	Bragdøy, okt./nov. 96	48,7
97/496	"	Torskefilet	Omr. B, Dybingen, okt/nov. 96	0,30
97/497	"	"	Omr. D, Fossevika, okt. 96	0,30
97/498	"	Skrubbefilet	Omr. B, Dybingen, okt./nov. 96	0,59
97/499	"	"	Omr. D, Fossevika, okt./nov. 96	0,44
97/500	"	Sjø-ørret	Omr. B, Fiskaatangen	0,70
97/501	"	Krabbesmør	Omr. B, Dybingen 20.10.-10.11.96	15,2
97/502	"	"	Omr. D, Fossevika, 11/10-19/10.96	17,0
97/503	"	"	Omr. E, Dvergsøy, 24.-31.10.96	11,9
97/504	"	"	Omr. G, Ny-Hellesund, 23.11.96	16,0
97/505	"	Krabbe skall innmat	Omr. B, Dybingen, 20.10.-10.11.96	2,2
97/506	"	"	Omr. E, Dvergsøy, 24.-31.10.96	2,3
97/507	"	Blåskjell	St. 4, Silokai	1,5

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

NILU
P.O. Box 100
Instituttveien 18
N-2007 KJELLER, Norway
Telephone : +47 63 89 80 00
Telefax : +47 63 89 80 50
Telex : 74854 nilu n

NILU-Tromsø
P.O. Box 1245
Strandtorget 2B
N-9001 TROMSØ, Norway
Telephone : +47 77 60 69 70
Telefax : +47 77 60 69 71

Bank: 5102.05.19030
Postgiro: 0813 3308327
Foretaksnr./Enterprise No. 941705561

Målerapport nr. O-386

Oppdragsgiver: Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
v/Jon Knutzen
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Prosjekt nr.: O-97056

Prøvetaking:

Sted: Kristiansandsfjorden
Ansvar: Oppdragsgiver
Kommentar:

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens merking	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
97/490	Omr. B, Dybingen, okt/nov. 96	Torskelever	21.04.97	09.07.-29.08.97
97/491	Omr. D, Fossevika, okt. 96	"	"	"
97/492	Omr. E, Dvergsøy, okt/nov. 96	"	"	"
97/493	Omr. F, Indre Kalvøy, okt. 96	"	"	"
97/494	Omr. G, Ny Hellesund, 23.11.96	"	"	"
97/494	Bragdøy, okt./nov. 96	"	"	"
97/496	Omr. B, Dybingen, okt/nov. 96	Torskefilet	"	"
97/497	Omr. D, Fossevika, okt. 96	"	"	"
97/498	Omr. B, Dybingen, okt./nov. 96	Skrubbefilet	"	"
97/499	Omr. D, Fossevika, okt./nov. 96	"	"	"
97/500	Omr. B, Fiskaatangen	Sjø-ørret	"	"
97/501	Omr. B, Dybingen 20.10.-10.11.96	Krabbesmør	"	"
97/502	Omr. D, Fossevika, 11/10-19/10.96	"	"	"
97/503	Omr. E, Dvergsøy, 24.-31.10.96	"	"	"
97/504	Omr. G, Ny-Hellesund, 23.11.96	"	"	"
97/505	Omr. B, Dybingen, 20.10.-10.11.96	Krabbe skall innmat	"	"
97/506	Omr. E, Dvergsøy, 24.-31.10.96	"	"	"
97/507	St. 4, Silokai	Blåskjell	"	"

Analyser:

Utført av: Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100
N-2007 KJELLER

Målemetode: NILU-O-1 ("Bestemmelse av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner")
Måleusikkerhet: $\pm 25\%$
Kommentarer: Prøvene 97/497, 97/496 og 97/507 oppfyller ikke kriteriet for akkreditert analyse, med en gjenvinning fra 28-39% på noen av komponentene.

Godkjenning: Kjeller, 5. september 1997

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Kjemisk analyse

Vedlegg: 18 analyseresultater à 4 sider
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 74 sider

Måleresultatene gjelder bare de prøvene som er analysert. Denne rapporten skal ikke gjengis i utdrag, uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/490
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: Område B
 : Dybingen okt/nov. 96
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 5,6 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF265121

Kjeller, 05.09.97

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning		TE (nordisk)		i-TE	
		pg/g		%	pg/g		pg/g	
2378-TCDD		4,50		70		4,50		
SUM TCDD		5,21						
12378-PeCDD	<	0,10		78		0,05		
SUM PeCDD		0,52						
123478-HxCDD	<	0,20		57		0,02		
123678-HxCDD		1,80 (i)		49		0,18		
123789-HxCDD		1,96 (i)				0,20		
SUM HxCDD		3,76						
1234678-HpCDD		0,97 (i)		56		0,01		
SUM HpCDD		2,36						
OCDD		1,51 (i)		53		0,00		
SUM PCDD		13,4				4,96		
2378-TCDF		104		67		10,4		
SUM TCDF		109						
12378/12348-PeCDF		52,8			0,53		2,64	
23478-PeCDF		12,6		54		6,30		
SUM PeCDF		69,6						
123478/123479-HxCDF		25,9		60		2,59		
123678-HxCDF		17,5 (i)		51		1,75		
123789-HxCDF	<	0,20				0,02		
234678-HxCDF		14,2		50		1,42		
SUM HxCDF		57,6						
1234678-HpCDF		6,75		55		0,07		
1234789-HpCDF		2,22				0,02		
SUM HpCDF		9,36						
OCDF		3,26 (i)		51		0,00		
SUM PCDF		249				23,1		25,2
SUM PCDD/PCDF		263				28,1		30,2

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 05.09.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/490
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerkning: Område B
: Dybingen okt/nov. 96
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 5,6 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF265121

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 288	57	0,64	12,9
344'5'-TeCB(PCB-81)	162			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1 467	59	147	147
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	572	48	5,72	28,6
SUM TE-PCB			153	188

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

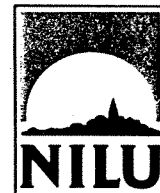
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/495
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerkning: Bragdøy okt/nov. 96

Kjeller, 28.08.97

Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 5 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF244091

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	3,19	80		3,19
SUM TCDD	3,19			
12378-PeCDD	0,76 (i)	80		0,38
SUM PeCDD	0,76			
123478-HxCDD	< 0,20	72		0,02
123678-HxCDD	2,86	75		0,29
123789-HxCDD	0,97			0,10
SUM HxCDD	3,94			
1234678-HpCDD	1,27 (i)	86		0,01
SUM HpCDD	1,27			
OCDD	1,20	88		0,00
SUM PCDD	10,4			3,99
2378-TCDF	59,4	78		5,94
SUM TCDF	63,4			
12378/12348-PeCDF	26,6		0,27	1,33
23478-PeCDF	6,64	89		3,32
SUM PeCDF	39,1			
123478/123479-HxCDF	13,5	83		1,35
123678-HxCDF	10,3	81		1,03
123789-HxCDF	0,44			0,04
234678-HxCDF	8,53	85		0,85
SUM HxCDF	18,6			
1234678-HpCDF	4,76 (i)	86		0,05
1234789-HpCDF	1,44 (i)			0,01
SUM HpCDF	6,20			
OCDF	0,90 (i)	86		0,00
SUM PCDF	128		12,9	13,9
SUM PCDD/PCDF	139		16,9	17,9

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/495
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Bragdøy okt/nov. 96
:
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF244091

Kjeller, 28.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 165	73	0,58	11,6
344'5'-TeCB(PCB-81)	88,4			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	746	77	74,6	74,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	260	85	2,60	13,0
SUM TE-PCB			77,8	99,2

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/491
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: Område D
 : Fossevika okt. 96
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 5 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF223101

Kjeller, 08.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,16	93		2,16
SUM TCDD	2,16			
12378-PeCDD	0,37 (i)	103		0,19
SUM PeCDD	0,37			
123478-HxCDD	<	0,20	112	0,02
123678-HxCDD		2,32	111	0,23
123789-HxCDD		0,74 (i)		0,07
SUM HxCDD	3,06			
1234678-HpCDD	1,08	107		0,01
SUM HpCDD	1,08			
OCDD	2,70	118		0,00
SUM PCDD	9,37			2,68
2378-TCDF	27,5	97		2,75
SUM TCDF	29,0			
12378/12348-PeCDF	12,1		0,12	0,61
23478-PeCDF	3,34	103		1,67
SUM PeCDF	23,5			
123478/123479-HxCDF	7,37	103		0,74
123678-HxCDF	5,13	107		0,51
123789-HxCDF	0,33			0,03
234678-HxCDF	4,43	109		0,44
SUM HxCDF	23,6			
1234678-HpCDF	2,34	108		0,02
1234789-HpCDF	0,75 (i)			0,01
SUM HpCDF	3,09			
OCDF	0,68	109		0,00
SUM PCDF	79,9		6,29	6,78
SUM PCDD/PCDF	89,3		8,98	9,46

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 08.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/491
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerkning: Område D
: Fossevika okt. 96
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF223101

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	748	91	0,37	7,48
344'5'-TeCB(PCB-81)	32,7			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	356	101	35,6	35,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	122	101	1,22	6,10
SUM TE-PCB			37,2	49,2

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

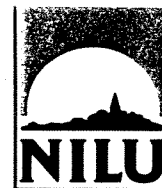
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/492
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerkning: Område E
 : Dvergsøy okt/nov. 96
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 5 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF223091

Kjeller, 06.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,54	91		2,54
SUM TCDD	2,54			
12378-PeCDD	0,29 (i)	106		0,15
SUM PeCDD	0,29			
123478-HxCDD	< 0,20	112		0,02
123678-HxCDD	2,97	111		0,30
123789-HxCDD	1,10			0,11
SUM HxCDD	4,12			
1234678-HpCDD	1,27	117		0,01
SUM HpCDD	1,27			
OCDD	2,80	117		0,00
SUM PCDD	11,0			3,13
2378-TCDF	32,3	97		3,23
SUM TCDF	32,3			
12378/12348-PeCDF	13,9		0,14	0,69
23478-PeCDF	2,48	108		1,24
SUM PeCDF	25,3			
123478/123479-HxCDF	8,28	106		0,83
123678-HxCDF	5,87	109		0,59
123789-HxCDF	0,22			0,02
234678-HxCDF	6,08	107		0,61
SUM HxCDF	27,7			
1234678-HpCDF	2,40	110		0,02
1234789-HpCDF	0,65			0,01
SUM HpCDF	3,21			
OCDF	0,55	109		0,00
SUM PCDF	89,1		6,68	7,24
SUM PCDD/PCDF	100		9,81	10,4

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 06.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/492
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Område E
: Dvergsøy okt/nov. 96
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF223091

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 016	98	0,51	10,2
344'5'-TeCB(PCB-81)	25,9			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	434	97	43,4	43,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	111	107	1,11	5,55
SUM TE-PCB			45,0	59,1

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/493
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: Område F
 : Indre Kalvøya okt. 96
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 5 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF223081

Kjeller, 06.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,44	86		1,44
SUM TCDD	1,44			
12378-PeCDD	0,23	93		0,12
SUM PeCDD	0,23			
123478-HxCDD	<	100		0,02
123678-HxCDD	1,16	105		0,12
123789-HxCDD	0,54			0,05
SUM HxCDD	1,70			
1234678-HpCDD	0,68	105		0,01
SUM HpCDD	0,68			
OCDD	2,36	104		0,00
SUM PCDD	6,41			1,75
2378-TCDF	18,6	91		1,86
SUM TCDF	18,6			
12378/12348-PeCDF	6,68		0,07	0,33
23478-PeCDF	1,24	95		0,62
SUM PeCDF	11,4			
123478/123479-HxCDF	3,82	95		0,38
123678-HxCDF	2,76	97		0,28
123789-HxCDF	0,23			0,02
234678-HxCDF	2,24	100		0,22
SUM HxCDF	11,1			
1234678-HpCDF	1,23	103		0,01
1234789-HpCDF	0,36			0,00
SUM HpCDF	1,35			
OCDF	0,46	99		0,00
SUM PCDF	42,9		3,46	3,73
SUM PCDD/PCDF	49,3		5,22	5,49

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater

nonorto-PCB



Kjeller, 06.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/493
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerkning: Område F
: Indre Kalvøya okt. 96
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF223081

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	560	82	0,28	5,60
344'5'-TeCB(PCB-81)	16,3			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	210	90	21,0	21,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	60,0	94	0,60	3,00
SUM TE-PCB			21,9	29,6

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

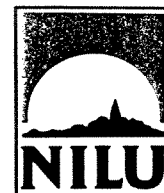
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



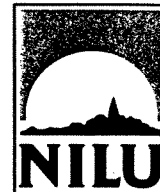
Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/494
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerkning: Område G
 : Ny Hellesund 23.11.96
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 6,2 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF223061

Kjeller, 07.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,67	68		1,67
SUM TCDD	1,67			
12378-PeCDD	0,33	80		0,17
SUM PeCDD	0,33			
123478-HxCDD	< 0,20	86		0,02
123678-HxCDD	1,69	86		0,17
123789-HxCDD	0,55			0,06
SUM HxCDD	2,27			
1234678-HpCDD	0,91	87		0,01
SUM HpCDD	0,91			
OCDD	2,11	91		0,00
SUM PCDD	7,29			2,09
2378-TCDF	19,3	76		1,93
SUM TCDF	20,4			
12378/12348-PeCDF	7,19		0,07	0,36
23478-PeCDF	2,19	83		1,10
SUM PeCDF	15,4			
123478/123479-HxCDF	3,66	80		0,37
123678-HxCDF	3,23	81		0,32
123789-HxCDF	< 0,20			0,02
234678-HxCDF	2,83	85		0,28
SUM HxCDF	10,3			
1234678-HpCDF	1,50	90		0,02
1234789-HpCDF	0,28			0,00
SUM HpCDF	1,89			
OCDF	0,40	83		0,00
SUM PCDF	48,3		4,11	4,39
SUM PCDD/PCDF	55,6		6,20	6,48

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 07.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/494
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerkning: Område G
: Ny Hellesund 23.11.96
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 6,2 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF223061

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 109	71	0,55	11,1
344'5-TeCB(PCB-81)	28,3			
33'44'5-PeCB (PCB-126)	266	77	26,6	26,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	66,4	85	0,66	3,32
SUM TE-PCB			27,8	41,0

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

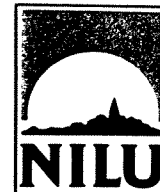
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/496
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: Område B
 : Dybingen okt / nov 96
 Prøvetype: Torskefilet
 Prøvemengde: 42 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF223021

Kjeller, 06.08.97

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	pg/g		pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,03 (i)		*	0,03	
SUM TCDD	0,03				
12378-PeCDD	<	0,05	*	0,03	
SUM PeCDD	<				
123478-HxCDD	<	0,10	*	0,01	
123678-HxCDD	<	0,10	*	0,01	
123789-HxCDD	<	0,10		0,01	
SUM HxCDD					
1234678-HpCDD	<	0,20	*	0,00	
SUM HpCDD					
OCDD		0,54	*	0,00	
SUM PCDD		0,57		0,09	
2378-TCDF		0,42	*	0,04	
SUM TCDF		0,42			
12378/12348-PeCDF		0,25		0,00	0,01
23478-PeCDF	<	0,05	*	0,03	
SUM PeCDF		0,25			
123478/123479-HxCDF		0,10	*	0,01	
123678-HxCDF		0,10	*	0,01	
123789-HxCDF	<	0,10		0,01	
234678-HxCDF		0,07	*	0,01	
SUM HxCDF		0,27			
1234678-HpCDF	<	0,20	*	0,00	
1234789-HpCDF	<	0,40		0,00	
SUM HpCDF					
OCDF		0,09	*	0,00	
SUM PCDF		1,03		0,11	0,12
SUM PCDD/PCDF		1,60		0,20	0,21

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 06.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/496
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Område B
: Dybingen okt / nov 96
Prøvetype: Torskefilet
Prøvemengde: 42 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF223021

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	4,79	*	0,00	0,05
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,57			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4,11	*	0,41	0,41
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,29	*	0,01	0,06
SUM TE-PCB			0,43	0,52

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/497
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenes prøvemerkning: Område D
 : Fossevika okt/nov. 96
 Prøvetype: Torskefilet
 Prøvemengde: 38 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF223031

Kjeller, 07.08.97

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	pg/g		%	pg/g
2378-TCDD	<	0,03	*		0,03
SUM TCDD					
12378-PeCDD	<	0,03	40		0,02
SUM PeCDD					
123478-HxCDD	<	0,06	41		0,01
123678-HxCDD	<	0,06	40		0,01
123789-HxCDD	<	0,06			0,01
SUM HxCDD					
1234678-HpCDD	<	0,12	42		0,00
SUM HpCDD					
OCDD		0,23	46		0,00
SUM PCDD		0,23			0,06
2378-TCDF		0,10	*		0,01
SUM TCDF		0,10			
12378/12348-PeCDF		0,07 (i)		0,00	0,00
23478-PeCDF	<	0,03	41		0,02
SUM PeCDF		0,07			
123478/123479-HxCDF	<	0,06	*		0,01
123678-HxCDF	<	0,06	42		0,01
123789-HxCDF	<	0,06			0,01
234678-HxCDF	<	0,06	42		0,01
SUM HxCDF					
1234678-HpCDF	<	0,12	44		0,00
1234789-HpCDF	<	0,24			0,00
SUM HpCDF					
OCDF		0,09	41		0,00
SUM PCDF		0,26		0,05	0,06
SUM PCDD/PCDF		0,49		0,12	0,12

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 07.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/497
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Område D
: Fossevika okt/nov. 96
Prøvetype: Torskefilet
Prøvemengde: 38 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF223031

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2,72	*	0,00	0,03
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,12			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,87	*	0,09	0,09
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,33	41	0,00	0,02
SUM TE-PCB			0,09	0,13

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/498
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenens prøvemerkning: Område B
 : Dybingen okt/nov. 96
 Prøvetype: Skrubbefilet
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF223041

Kjeller, 07.08.97

Komponent		Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
		pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD		0,12	88		0,12
SUM TCDD		0,12			
12378-PeCDD		0,11 (i)	89		0,06
SUM PeCDD		0,11			
123478-HxCDD	<	0,02	89		0,00
123678-HxCDD	<	0,02	91		0,00
123789-HxCDD	<	0,02			0,00
SUM HxCDD					
1234678-HpCDD	<	0,04	95		0,00
SUM HpCDD					
OCDD		0,22	94		0,00
SUM PCDD		0,45			0,18
2378-TCDF		4,33	86		0,43
SUM TCDF		4,87			
12378/12348-PeCDF		0,61		0,01	0,03
23478-PeCDF		1,29	90		0,65
SUM PeCDF		3,06			
123478/123479-HxCDF		0,16	86		0,02
123678-HxCDF		0,10	87		0,01
123789-HxCDF	<	0,02			0,00
234678-HxCDF		0,11	87		0,01
SUM HxCDF		0,45			
1234678-HpCDF		0,05	95		0,00
1234789-HpCDF	<	0,08			0,00
SUM HpCDF		0,05			
OCDF		0,05	86		0,00
SUM PCDF		8,48		1,12	1,15
SUM PCDD/PCDF		8,93		1,31	1,33

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 07.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/498
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Område B
: Dybingen okt/nov. 96
Prøvetype: Skrubbefilet
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF223041

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	31,4	82	0,02	0,31
344'5-TeCB(PCB-81)	2,93			
33'44'5-PeCB (PCB-126)	14,2	78	1,42	1,42
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	3,64	74	0,04	0,18
SUM TE-PCB			1,48	1,92

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/499
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: Område D
 : Fossevika okt/nov. 96
 Prøvetype: Skrubbefilet
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF223051

Kjeller, 07.08.97

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g		%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,02		82		0,02
SUM TCDD	0,02				
12378-PeCDD	0,03 (i)		88		0,02
SUM PeCDD	0,03				
123478-HxCDD	<	0,02	88		0,00
123678-HxCDD	<	0,02	91		0,00
123789-HxCDD	<	0,02			0,00
SUM HxCDD					
1234678-HpCDD	<	0,04	95		0,00
SUM HpCDD					
OCDD		0,19	98		0,00
SUM PCDD		0,24			0,04
2378-TCDF		0,39	82		0,04
SUM TCDF		0,45			
12378/12348-PeCDF		0,07		0,00	0,00
23478-PeCDF		0,14	88		0,07
SUM PeCDF		0,21			
123478/123479-HxCDF		0,03	85		0,00
123678-HxCDF		0,02	88		0,00
123789-HxCDF	<	0,02			0,00
234678-HxCDF		0,04	88		0,00
SUM HxCDF		0,09			
1234678-HpCDF	<	0,04	95		0,00
1234789-HpCDF	<	0,08			0,00
SUM HpCDF					
OCDF		0,03	88		0,00
SUM PCDF		0,78		0,12	0,12
SUM PCDD/PCDF		1,02		0,16	0,17

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 07.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/499
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Område D
: Fossevika okt/nov. 96
Prøvetype: Skrubbefilet
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF223051

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	11,9	79	0,01	0,12
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,61			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,78	79	0,18	0,18
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,42	88	0,00	0,02
SUM TE-PCB			0,19	0,32

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

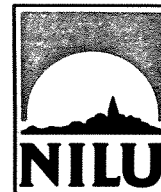
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



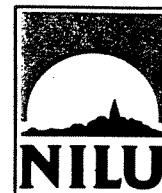
Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/500
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: Omr. B
 : Fiskaatangen
 Prøvetype: Sjø-ørret
 Prøvemengde: 25 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF232071

Kjeller, 14.01.98

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE (nordisk)		i-TE
	pg/g			pg/g	pg/g	
2378-TCDD	0,09 (i)	67		0,09		
SUM TCDD	0,09					
12378-PeCDD	<	0,02	73		0,01	
SUM PeCDD						
123478-HxCDD	<	0,04	79		0,00	
123678-HxCDD	<	0,04	77		0,00	
123789-HxCDD	<	0,04			0,00	
SUM HxCDD						
1234678-HpCDD		0,08	73		0,00	
SUM HpCDD						
OCDD	<	0,21	73		0,00	
SUM PCDD					0,11	
2378-TCDF		0,72	69		0,07	
SUM TCDF		0,83				
12378/12348-PeCDF		0,13 (i)		0,00		0,01
23478-PeCDF		0,34 (i)	71		0,17	
SUM PeCDF		0,47				
123478/123479-HxCDF		0,09	72		0,01	
123678-HxCDF	<	0,04	74		0,00	
123789-HxCDF	<	0,04			0,00	
234678-HxCDF		0,08 (i)	72		0,01	
SUM HxCDF		0,17				
1234678-HpCDF	<	0,08	77		0,00	
1234789-HpCDF	<	0,16			0,00	
SUM HpCDF						
OCDF	<	0,20	73		0,00	
SUM PCDF		1,67		0,27		0,28
SUM PCDD/PCDF				0,38		0,39

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 21.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/500
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Omr. B
: Fiskaatangen
Prøvetype: Sjø-ørret
Prøvemengde: 25 g (våtvekt)
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF232071

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	27,5	63	0,01	0,28
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,90			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4,52	67	0,45	0,45
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,90	76	0,01	0,05
SUM TE-PCB			0,47	0,77

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

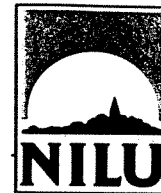
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



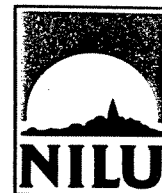
Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/501
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerkning: Omr.B
 : Dybingen. 20/10-10/11-96
 Prøvetype: Krabbesmør, hann
 Prøvemengde: 8 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF244101

Kjeller, 28.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	3,40	67		3,40
SUM TCDD	39,8			
12378-PeCDD	10,3	71		5,16
SUM PeCDD	50,7			
123478-HxCDD	3,35	96		0,34
123678-HxCDD	6,97	65		0,70
123789-HxCDD	4,32			0,43
SUM HxCDD	36,2			
1234678-HpCDD	7,63 (i)	70		0,08
SUM HpCDD	8,49			
OCDD	6,73	71		0,01
SUM PCDD	142			10,1
2378-TCDF	198	64		19,8
SUM TCDF	1 254			
12378/12348-PeCDF	76,2		0,76	3,81
23478-PeCDF	86,4	72		43,2
SUM PeCDF	698			
123478/123479-HxCDF	67,7	71		6,77
123678-HxCDF	23,7	71		2,37
123789-HxCDF	0,85			0,09
234678-HxCDF	40,8	71		4,08
SUM HxCDF	186			
1234678-HpCDF	62,2	74		0,62
1234789-HpCDF	2,01 (i)			0,02
SUM HpCDF	74,4			
OCDF	8,33	74		0,01
SUM PCDF	2 220		77,7	80,8
SUM PCDD/PCDF	2 362		87,8	90,9

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 28.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/501
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Omr.B
: Dybingen. 20/10-10/11-96
Prøvetype: Krabbesmør, hann
Prøvemengde: 8 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF244101

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 398	65	0,70	14,0
344'5'-TeCB(PCB-81)	107			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	537	63	53,7	53,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	219	70	2,19	10,9
SUM TE-PCB			56,5	78,6

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

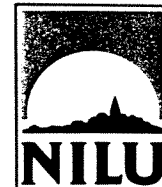
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/502
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenes prøvemerking: Omr.D
 : Fossevika. 11/10-19/10-96
 Prøvetype: Krabbesmør, hann
 Prøvemengde: 10 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF242051

Kjeller, 28.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,07	71		1,07
SUM TCDD	15,5			
12378-PeCDD	3,99	81		2,00
SUM PeCDD	28,6			
123478-HxCDD	2,90	85		0,29
123678-HxCDD	5,34	90		0,53
123789-HxCDD	3,53			0,35
SUM HxCDD	33,4			
1234678-HpCDD	5,38	91		0,05
SUM HpCDD	12,4			
OCDD	5,30	92		0,01
SUM PCDD	95,2			4,30
2378-TCDF	25,1	78		2,51
SUM TCDF	171			
12378/12348-PeCDF	12,1		0,12	0,61
23478-PeCDF	20,2	93		10,1
SUM PeCDF	148			
123478/123479-HxCDF	16,5	81		1,65
123678-HxCDF	4,85	88		0,49
123789-HxCDF	0,30			0,03
234678-HxCDF	15,2	88		1,52
SUM HxCDF	70,8			
1234678-HpCDF	14,8	89		0,15
1234789-HpCDF	0,75			0,01
SUM HpCDF	22,1			
OCDF	3,26	87		0,00
SUM PCDF	415		16,6	17,0
SUM PCDD/PCDF	510		20,9	21,3

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 28.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/502
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Omr.D
: Fossevika. 11/10-19/10-96
Prøvetype: Krabbesmør, hann
Prøvemengde: 10 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF242051

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	576	69	0,29	5,76
344'5'-TeCB(PCB-81)	22,5			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	126	87	12,6	12,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	54,7	89	0,55	2,74
SUM TE-PCB			13,4	21,1

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/503
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenes prøvemerking: Omr.E
 : Dvergsøy. 24-31/10-96
 Prøvetype: Krabbesmør, hann
 Prøvemengde: 10 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF242071

Kjeller, 29.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,81	74		0,81
SUM TCDD	6,04			
12378-PeCDD	2,97	78		1,49
SUM PeCDD	13,6			
123478-HxCDD	1,76	98		0,18
123678-HxCDD	2,65	99		0,27
123789-HxCDD	1,44 (i)			0,14
SUM HxCDD	18,5			
1234678-HpCDD	2,33	98		0,02
SUM HpCDD	4,04			
OCDD	3,64	90		0,00
SUM PCDD	45,9			2,91
2378-TCDF	16,4	80		1,64
SUM TCDF	86,0			
12378/12348-PeCDF	7,48		0,07	0,37
23478-PeCDF	11,8	99		5,90
SUM PeCDF	72,1			
123478/123479-HxCDF	7,96	91		0,80
123678-HxCDF	2,99	101		0,30
123789-HxCDF	0,25 (i)			0,03
234678-HxCDF	7,27	93		0,73
SUM HxCDF	37,1			
1234678-HpCDF	9,88	91		0,10
1234789-HpCDF	0,52 (i)			0,01
SUM HpCDF	12,0			
OCDF	2,32 (i)	98		0,00
SUM PCDF	210		9,57	9,87
SUM PCDD/PCDF	255		12,5	12,8

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/503
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Omr.E
: Dvergsøy. 24-31/10-96
Prøvetype: Krabbesmør, hann
Prøvemengde: 10 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF242071

Kjeller, 29.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	478	69	0,24	4,78
344'5'-TeCB(PCB-81)	15,1			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	89,6	86	8,96	8,96
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	26,6	96	0,27	1,33
SUM TE-PCB			9,46	15,1

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



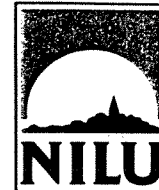
Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/504
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenes prøvemerking: Omr. G.
 : Ny-Hellesund 23.11.96.
 Prøvetype: Krabbesmør
 Prøvemengde: 6 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF233071

Kjeller, 29.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,65 (i)	65		0,65
SUM TCDD	3,05			
12378-PeCDD	2,39 (i)	71		1,20
SUM PeCDD	2,39			
123478-HxCDD	1,18 (i)	74		0,12
123678-HxCDD	2,46	82		0,25
123789-HxCDD	0,87 (i)			0,09
SUM HxCDD	4,51			
1234678-HpCDD	2,59	71		0,03
SUM HpCDD	6,13			
OCDD	6,52	68		0,01
SUM PCDD	22,6			2,33
2378-TCDF	9,19	74		0,92
SUM TCDF	38,5			
12378/12348-PeCDF	4,15 (i)		0,04	0,21
23478-PeCDF	7,19	72		3,60
SUM PeCDF	28,4			
123478/123479-HxCDF	5,09	68		0,51
123678-HxCDF	2,93	75		0,29
123789-HxCDF	< 0,20			0,02
234678-HxCDF	4,03 (i)	71		0,40
SUM HxCDF	12,9			
1234678-HpCDF	7,98 (i)	75		0,08
1234789-HpCDF	< 0,80			0,01
SUM HpCDF	7,98			
OCDF	3,57	71		0,00
SUM PCDF	91,4		5,87	6,04
SUM PCDD/PCDF	114		8,20	8,37

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 29.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/504
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerkning: Omr. G.
: Ny-Hellesund 23.11.96.
Prøvetype: Krabbesmør
Prøvemengde: 6 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF233071

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	311	63	0,16	3,11
344'5'-TeCB(PCB-81)	10,9			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	49,7	72	4,97	4,97
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	20,5	(i) 72	0,21	1,03
SUM TE-PCB			5,33	9,11

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/505
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerkning: Omr.B
 : Dybingen. 20/10-10/11-97
 Prøvetype: Krabberest - skallinnmat
 Prøvemengde: 26 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF242091

Kjeller, 28.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,62 (i)	69		0,62
SUM TCDD	8,57			
12378-PeCDD	1,68 (i)	64		0,84
SUM PeCDD	11,8			
123478-HxCDD	0,60	80		0,06
123678-HxCDD	1,14	77		0,11
123789-HxCDD	0,58			0,06
SUM HxCDD	2,30			
1234678-HpCDD	0,67	79		0,01
SUM HpCDD	1,71			
OCDD	0,86	76		0,00
SUM PCDD	25,3			1,70
2378-TCDF	49,8	70		4,98
SUM TCDF	416			
12378/12348-PeCDF	18,0		0,18	0,90
23478-PeCDF	14,8	81		7,42
SUM PeCDF	153			
123478/123479-HxCDF	9,36 (i)	70		0,94
123678-HxCDF	4,08	73		0,41
123789-HxCDF	0,11 (i)			0,01
234678-HxCDF	5,99	75		0,60
SUM HxCDF	27,9			
1234678-HpCDF	7,79	74		0,08
1234789-HpCDF	0,27 (i)			0,00
SUM HpCDF	8,82			
OCDF	0,99 (i)	69		0,00
SUM PCDF	606		14,6	15,3
SUM PCDD/PCDF	632		16,3	17,0

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 28.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/505
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Omr.B
: Dybingen. 20/10-10/11-97
Prøvetype: Krabberest - skallinnmat
Prøvemengde: 26 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF242091

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	294	68	0,15	2,94
344'5'-TeCB(PCB-81)	28,7			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	82,9	79	8,29	8,29
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	28,2	75	0,28	1,41
SUM TE-PCB			8,72	12,6

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/506
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenes prøvemerking: Omr. E.
 : Dvergsøy. 24-31/10.96
 Prøvetype: Krabberest-skallinemat
 Prøvemengde: 20 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF233081

Kjeller, 29.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,21	71		0,21
SUM TCDD	1,09			
12378-PeCDD	0,55 (i)	78		0,28
SUM PeCDD	2,18			
123478-HxCDD	0,22 (i)	84		0,02
123678-HxCDD	0,49 (i)	83		0,05
123789-HxCDD	0,29 (i)			0,03
SUM HxCDD	1,00			
1234678-HpCDD	0,53 (i)	74		0,01
SUM HpCDD	0,94			
OCDD	0,74 (i)	75		0,00
SUM PCDD	5,95			0,59
2378-TCDF	4,72	78		0,47
SUM TCDF	30,1			
12378/12348-PeCDF	1,67		0,02	0,08
23478-PeCDF	2,79	79		1,40
SUM PeCDF	17,5			
123478/123479-HxCDF	1,33	79		0,13
123678-HxCDF	0,77	77		0,08
123789-HxCDF	< 0,04			0,00
234678-HxCDF	1,12	81		0,11
SUM HxCDF	5,64			
1234678-HpCDF	1,41	77		0,01
1234789-HpCDF	< 0,16			0,00
SUM HpCDF	1,48			
OCDF	0,51 (i)	74		0,00
SUM PCDF	55,2		2,23	2,29
SUM PCDD/PCDF	61,2		2,82	2,88

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 29.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/506
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Omr. E.
: Dvergsøy. 24-31/10.96
Prøvetype: Krabberest-skallinmat
Prøvemengde: 20 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF233081

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	127	73	0,06	1,27
344'5'-TeCB(PCB-81)	5,09			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	14,1	77	1,41	1,41
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	3,84	(i) 84	0,04	0,19
SUM TE-PCB			1,51	2,87

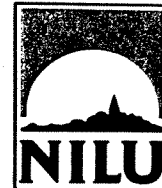
TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



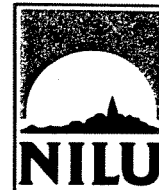
Vedlegg til målerapport nr: O-386
 NILU-Prøvenummer: 97/507
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenes prøvemerking: St.4
 : Silokai
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g (våtvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF232081

Kjeller, 21.08.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,13 (i)	71		0,13
SUM TCDD	1,82			
12378-PeCDD	0,08	73		0,04
SUM PeCDD	0,67			
123478-HxCDD	<	80		0,00
123678-HxCDD	0,18 (i)	83		0,02
123789-HxCDD	0,17 (i)			0,02
SUM HxCDD	0,38			
1234678-HpCDD	0,75	78		0,01
SUM HpCDD	1,42			
OCDD	2,43	75		0,00
SUM PCDD	6,72			0,22
2378-TCDF	5,55	71		0,56
SUM TCDF	82,4			
12378/12348-PeCDF	1,12		0,01	0,06
23478-PeCDF	0,88	76		0,44
SUM PeCDF	7,92			
123478/123479-HxCDF	0,32	78		0,03
123678-HxCDF	0,36	75		0,04
123789-HxCDF	<			0,00
234678-HxCDF	0,37	76		0,04
SUM HxCDF	1,87			
1234678-HpCDF	0,70	77		0,01
1234789-HpCDF	0,07 (i)			0,00
SUM HpCDF	0,90			
OCDF	2,89	79		0,00
SUM PCDF	96,0		1,12	1,17
SUM PCDD/PCDF	103		1,34	1,39

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 21.08.97

Vedlegg til målerapport nr: O-386
NILU-Prøvenummer: 97/507
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: St.4
: Silokai
Prøvetype: Blåskjell
Prøvemengde: 40 g (våtvekt)
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF232081

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	115	*	0,06	1,15
344'5'-TeCB(PCB-81)	13,1			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	13,3	68	1,33	1,33
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,69	(i) 77	0,02	0,08
SUM TE-PCB			1,40	2,56

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

Vedlegg F.
Rådata fra orienterende analyser ved NILU av PCN
i torskelever og krabbesmør



Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
v/Jon Knutzen
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	2080/97
Sak nr.:	800357
Mottatt:	23.9

Deres ref./Your ref.:
JOK/JOK.18/4-97
J.nr. 887, S.nr. O-800357

Vår ref./Our ref.:
AaB/MAa/O-97056

Kjeller,
22. september 1997

Analyse av to biologiske prøver fra Kristiansandsfjorden 1996 med hensyn på PCN

Vi viser til bestilling av 18.04.97 og oversender analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport nr. O-403 og gir følgende tilleggsinformasjon:

Vår metode, NILU-O-1, som er akkreditert etter EN-45001, er benyttet.

Disse analysene er ikke akkrediterte.

Etter vår metode skal gjenvinningen være innenfor 40-120%. Gjenvinningen er tilfredsstillende.

Alle resultatene er korrigererte for gjenvinning.

Med hilsen

Ole-Anders Braathen
Ole-Anders Braathen
Leder, Kjemisk analyse

Aase Biseth
Aase Biseth
Ingeniør

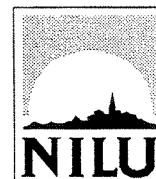
Vedlegg: Målerapport O-403, analyseresultater samt faktura

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

NILU
P.O. Box 100
Instituttveien 18
N-2007 KJELLER, Norway
Telephone: +47 63 89 80 00
Telefax : +47 63 89 80 50
Telex : 74854 nilu n

NILU-Tromsø
P.O. Box 1245
Fiolvegen 15
N-9001 TROMSØ, Norway
Telephone: +47 77 60 69 70
Telefax : +47 77 60 69 71

Bank: 5102.05.19030
Foretaksnr./Enterprise No. 941705561



Målerapport nr. O-403

Oppdragsgiver: Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
v/Jon Knutzen
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Prosjekt nr.: O-97056

Prøvetaking:

Sted: Kristiansandsfjorden
Ansvar: NIVA
Kommentar:

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens prøvenr.	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
97/490	Omr. B, Dybingen, oktober 1996	Torskelever	21.04.97	09.07.-09.09.97
97/501	Omr. B, Dybingen, 20.10.-10.11.96	Krabbesmør	"	"

Analyser:

Utført av: Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100
N-2007 KJELLER

Målemetode: PCN (analog med NILU-O-1 for PCDD/F)
Måleusikkerhet: Måleusikkerheten er vanskelig å oppgi på grunn av manglende interkalibreringer. Et forsiktig estimat er mellom ± 25 og $\pm 50\%$.

Kommentarer:

Godkjenning: Kjeller, 22. september 1997

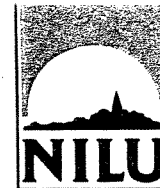
Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Kjemisk analyse

Vedlegg: 2 analyseresultater à 2 sider
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 6 sider

Måleresultatene gjelder bare de prøvene som er analysert. Denne rapporten skal ikke gjengis i utdrag, uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-403
NILU-Prøvenummer: 97/490
Kunde: NIVA-J.Knutzen
Kundenes prøvemerking: Dybingen okt/nov.-96

Kjeller, 10.09.97

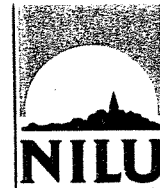
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 1,4 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF268101

Komponent	Konsentrasjon pg/g
1357-TeCN	3 459
1256-TeCN	66,5
2367-TeCN	< 0,50
Sum-TeCN	4 597
12357-PeCN	17 401
12367-PeCN	89,2
12358-PeCN	31,4 (i)
Sum-PeCN	20 522
123467-HxCN+123567-HxCN	10 426
123568-HxCN	996
124568-HxCN+124578-HxCN	548
123678-HxCN	< 8,40
Sum-HxCN	14 626
1234567-HpCN	609
1234568-HpCN	95,0
Sum-HpCN	704
Sum-TeCN - HpCN	40 449

Recovery: 61-74%

- <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.
(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-403
NILU-Prøvenummer: 97/501
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: Omr. B
: Dybingen. 20/10-10/11.96
Prøvetype: Krabbesmør, hann
Prøvemengde: 2 g (våtvekt)
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF268091

Kjeller, 10.09.97

Komponent	Konsentrasjon pg/g
1357-TeCN	1 329
1256-TeCN	561
2367-TeCN	78,3
Sum-TeCN	4 909
12357-PeCN	1 982
12367-PeCN	660
12358-PeCN	16,3
Sum-PeCN	4 707
123467-HxCN+123567-HxCN	3 849
123568-HxCN	175
124568-HxCN+124578-HxCN	87,5
123678-HxCN	21,4
Sum-HxCN	4 723
1234567-HpCN	148
1234568-HpCN	9,54
Sum-HpCN	158
Sum-TeCN - HpCN	14 497

Recovery: 60 - 83 %

- <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.
(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

Vedlegg G.
Rådata fra NIVA-analyser av klororganiske stoffer i
organismer

Analyseresultater

CONTPE	ACCOUN	MARKING	TESTNO	SERIALN	provdat	regdat	TTS/%
JOK	O 800357	Omr B Dybingen fisk nr 1 torsk	1997-00637	1		11/04/97	62.7
JOK	O 800357	Fisk nr 2	1997-00637	2		11/04/97	50
JOK	O 800357	Fisk nr 3	1997-00637	3		11/04/97	60.6
JOK	O 800357	Fisk nr 4	1997-00637	4		11/04/97	64.8
JOK	O 800357	Fisk nr 5	1997-00637	5		11/04/97	55.2
JOK	O 800357	Fisk nr 7	1997-00637	6		11/04/97	62.9
JOK	O 800357	Fisk nr 8	1997-00637	7		11/04/97	68.3
JOK	O 800357	Fisk nr 9	1997-00637	8		11/04/97	44
JOK	O 800357	Fisk nr 10	1997-00637	9		11/04/97	68.5
JOK	O 800357	Fisk nr 12	1997-00637	10		11/04/97	61.8
JOK	O 800357	Fisk nr 13	1997-00637	11		11/04/97	72.6
JOK	O 800357	Fisk nr 14	1997-00637	12		11/04/97	30.2
JOK	O 800357	Fisk nr 15	1997-00637	13		11/04/97	58.4
JOK	O 800357	Fisk nr 16	1997-00637	14		11/04/97	47.1
JOK	O 800357	Fisk nr 17	1997-00637	15		11/04/97	59.2
JOK	O 800357	Fisk nr 19	1997-00637	16		11/04/97	74.2
JOK	O 800357	Fisk nr 20	1997-00637	17		11/04/97	59.1
JOK	O 800357	Fisk nr 21	1997-00637	18		11/04/97	66.7
JOK	O 800357	Fisk nr 22	1997-00637	19		11/04/97	24.4
JOK	O 800357	Fisk nr 24	1997-00637	20		11/04/97	53.6
JOK	O 800357	Omr B Dybingen torskefilet	1997-00637	21		11/04/97	18.4
JOK	O 800357	Omr F Fossevika torskefilet	1997-00637	22		11/04/97	19.4
JOK	O 800357	Omr B Dybingen skrubbefilet	1997-00637	23		11/04/97	19.5
JOK	O 800357	Omr D Fossevika skrubbefilet	1997-00637	24		11/04/97	19.6
JOK	O 800357	Omr B Svanshlm sandflyndrefil.	1997-00637	25		11/04/97	20.7
JOK	O 800357	Omr B Fiskåtange sjørretfilet	1997-00637	26		11/04/97	20.7
JOK	O 800357	Omr B krabbesmør hanner	1997-00637	27		11/04/97	28.2
JOK	O 800357	Omr D Fossvika krabbesmør han	1997-00637	28		11/04/97	30.5
JOK	O 800357	Omr E Dvergsøy krabbesmør han	1997-00637	29		11/04/97	24.3
JOK	O 800357	Omr G Ny Hellesund kr.smør han	1997-00637	30		11/04/97	32.9
JOK	O 800357	Omr B krabber rest skallinnmat	1997-00637	31		11/04/97	17.7
JOK	O 800357	Omr E Dvergsøy rest sk.innmat	1997-00637	32		11/04/97	16.7
JOK	O 800357	Omr B Dybingen torskel. bl.pr	1997-00637	33		11/04/97	
JOK	O 800357	Omr D Fossevik. torskel. bl.pr	1997-00637	34		11/04/97	
JOK	O 800357	Omr E Dvergsøy torskel. bl.pr	1997-00637	35		11/04/97	
JOK	O 800357	Omr F Kalvøy torskelever bl.pr	1997-00637	36		11/04/97	
JOK	O 800357	Omr G Ny Hellesund torskel. bl	1997-00637	37		11/04/97	
JOK	O 800357	Bragdøy torskelever bl.pr	1997-00637	38		11/04/97	
JOK	O 800357	St4 Silokai blåskjell	1997-00637	39		11/04/97	18.5
JOK	O 800357	Kjosbukta blåskjell	1997-00637	40		11/04/97	17.4
JOK	O 800357	Gleodden lykt blåskjell	1997-00637	41		11/04/97	17.6
JOK	O 800357	Bendiksb. Østerhavn blåskjell	1997-00637	42		11/04/97	15.2
JOK	O 800357	Sjøvann. Kai Fiskaa Verk blåsk	1997-00637	43		11/04/97	16.5
JOK	O 800357	Korsvik Marina blåskjell	1997-00637	44		11/04/97	18.3
JOK	O 800357	Ternevik Båthavn blåskjell	1997-00637	45		11/04/97	19.6
JOK	O 800357	Bredalsholmen blåskjell	1997-00637	46		11/04/97	15.8
JOK	O 800357	St.4 Silokaia	1997-01236	1	961128	27/06/97	
JOK	O 800357	Korsvik marina	1997-01593	1		12/08/97	
JOK	O 800357	Ternevik båthavn	1997-01593	2		12/08/97	
JOK	O 800357	Bredalsholmene	1997-01593	3		12/08/97	

Analyseresultater

Fett-%	QCB-B	HCB-B	HCHA-B	HCHG-B	CB28-B	CB52-B	OCS-B	CB101-B	DDEPP-B
51.6	22	296	8	22	4	9	40	22	26
30.8	15	314	4	11	5	13	57	49	65
47.1	28	360	7	18	4	8	53	21	31
61.4	42	550	8	24	5	10	51	26	29
47.4	20	266	7	21	4	8	40	18	26
49.9	17	210	7	17	3	6	35	14	23
59.7	72	783	10	28	5	10	41	20	20
29.4	15	231	4	18	4	14	42	83	58
57.4	49	618	8	16	5	12	46	33	33
51.6	19	259	8	12	4	8	43	21	34
65.8	32	451	10	20	6	14	46	45	54
13.1	5	105	2	6	2	5	43	19	38
49.5	56	699	8	28	6	10	53	24	26
35.6	21	249	6	18	3	6	42	16	23
50.4	27	336	8	17	5	9	31	25	27
64.4	34	388	9	21	5	9	36	30	39
47.6	40	431	7	20	5	7	39	20	28
58.8	42	431	10	32	5	9	47	28	35
8.31	4	57	<2	5	2	3	26	13	39
42.3	20	333	8	m	12	28	84	90	127
0.32	0.11	1.93	0.04	s0.36	0.03	0.06	0.26	0.16	0.19
0.27	<0.03	0.18	0.03	m	<0.03	0.04	<0.03	0.1	0.23
0.41	0.33	3.02	0.05	0.17	0.08	0.31	0.37	0.61	0.41
0.11	<0.03	0.05	<0.03	0.05	<0.03	0.05	<0.03	0.07	0.09
0.12	0.08	0.78	0.03	0.07	0.03	0.07	0.1	0.19	0.14
0.21	0.24	2.6	0.06	0.13	0.06	0.11	0.06	0.25	0.56
15.7	8.6	50.4	1.7	0.5	1.2	0.5	3.8	7.2	19.5
16.1	0.8	2.9	1.6	0.5	0.9	0.6	<0.5	4.6	17.2
10.4	<0.5	3.3	1.8	0.9	0.5	<0.5	<0.5	2	10.8
15.2	<0.5	1.4	1.7	0.8	<0.5	<0.5	<0.5	1.6	11.5
2.21	3.9	5	<0.1	<0.1	0.6	0.1	0.6	0.9	2.3
2.11	<0.1	1.2	0.4	0.2	0.3	m	<0.1	0.3	1.5
40.7	30	251	5	12	4	8	38	27	40
38.3	2	25	4	7	4	7	3	28	74
45.3	2	22	5	15	3	6	3	23	62
34.5	<2	9	4	11	2	3	<2	10	34
48.7	<2	15	7	13	4	6	<2	15	34
45.6	7	112	5	11	4	8	15	24	38
1.87									
0.95	0.6	2.62	0.29	0.57	0.11	0.17	<0.05	0.57	0.54
0.57	<0.05	0.14	0.07	0.38	<0.05	0.06	<0.05	0.27	0.34
1.4	0.09	0.44	0.1	0.49	0.07	0.12	<0.05	0.49	0.43
1.55	1.24	5.94	0.46	0.84	0.14	0.22	0.08	0.67	0.63
1.85	4.09	11.15	s0.20	1.06	0.17	0.34	0.1	1.06	0.55
1.67	<0.05	0.17	0.11	0.47	0.13	0.25	<0.05	0.52	0.57
2	0.59	2.46	m	0.67	0.18	0.46	<0.05	1.12	0.7
1.54	0.27	1.19	0.16	0.58	0.11	0.28	<0.05	0.76	0.68

Analyseresultater

CB118-B	CB153-B	TDEPP-B	CB105-B	CB138-B	CB156-B	CB180-B	CB209-B	EPOBR-I	EPOCL-I
38	92	19	15	67	10	34	5		
77	211	35	28	161	23	58	23		
79	277	17	32	195	24	95	12		
49	123	19	18	88	12	35	9		
43	110	16	17	76	11	35	7		
40	105	15	16	66	10	38	9		
31	68	18	12	50	6	19	4		
117	354	27	31	223	29	62	22		
46	120	20	16	87	13	33	9		
67	175	17	26	111	15	49	10		
56	171	37	22	141	17	41	15		
72	244	15	25	164	25	100	18		
48	123	20	20	85	15	37	9		
51	131	13	20	84	15	45	6		
40	102	18	16	71	12	29	8		
54	170	21	21	125	18	45	15		
57	177	14	21	107	14	45	10		
65	197	18	25	122	23	60	18		
54	175	13	19	98	17	61	15		
172	519	51	67	326	55	154	31		
0.39	1	0.09	0.17	0.66	0.12	0.31	0.1		
0.22	0.43	0.1	0.1	0.31	0.04	0.1	<0.03		
0.8	1.48	0.39	0.33	1.14	0.24	0.45	0.24		
0.1	0.17	0.05	0.04	0.13	<0.03	0.04	<0.03		
0.2	0.5	0.12	0.07	0.4	0.06	0.15	0.05		
0.21	0.46	0.2	0.08	0.35	0.04	0.1	<0.03		
23.7	57.7	2.6	8.1	43.7	6.9	14.2	2.3	390	450
11.7	31.8	1.5	4.3	22.7	2.4	4.8	0.9		
10.4	25	0.6	3.6	17.8	2.3	4.3	0.7		
6.3	18.2	0.8	2.1	11.6	1.4	3.1	0.6		
3.4	8.8	0.4	1.2	6.3	1	2.2	0.3		
1.5	3.4	0.2	0.5	2.5	0.3	0.5	0.1		
60	176	27	24	123	18	58	14	78	740
47	129	19	20	87	11	34	4		
56	148	18	24	90	15	40	7		
25	75	12	9	46	5	17	2		
34	80	12	13	50	6	20	2		
43	132	13	16	81	11	36	6		
								55	74
0.73	1.07	0.3	0.26	0.89	0.13	0.16	0.05		
0.29	0.6	0.18	0.11	0.51	0.06	0.09	<0.05		
0.51	0.91	0.23	0.21	0.75	0.09	0.13	<0.05		
1.02	1.17	0.51	s0.35	1.06	0.16	0.21	s0.32		
1.28	1.39	0.53	0.44	1.3	0.14	0.21	<0.05		
0.65	0.87	0.28	0.3	0.74	0.09	0.1	<0.05		
1.18	1.82	0.43	0.48	1.59	0.24	0.33	<0.05		
1	1.24	0.38	0.44	1.1	0.16	0.23	<0.05		

Analyseresultater

CB7
266
574
679
336
294
272
203
857
336
435
474
606
333
336
281
438
418
486
406
1301
2.61
1.2
4.87
0.56
1.54
1.54
148.2
77.1
60
40.8
22.3
8.5
456
336
366
178
209
328
3.7
1.82
2.98
4.49
5.75
3.26
6.68
4.72

Vedlegg H.
Rådata fra PAH-analyser i blåskjell ved NIVA

Navn/lokalitet KRIFORT
Adresse :
Oppdragsnr. 800357
Prøver mottatt 11.4.97
Lab.kode 637 40-45
Jobb nr. 97/102
Prøvetype Blåskjell
Kons. i Ug/kg våtvekt
Metode H2-2
Dato 18.6.97
Analytiker Brg

- 1: Kjosbukta
2: Gleodden lykt
3: Bendiksbukt. Østerhavn
4: Sjøvann. Kai Fiskaa verk
5: Korsvik marina
6: Terevik båthavn
7: *Bredalsholmen*

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
Naftalen	2.2	0.9	2.7	3.2	0.9	1.6	3
2-M-Naf.	1.8	0.9	4.3	4.2	1.1	3	20
1-M-Naf.	1.5	0.7	9.7	2.6	1	1.8	11
Bifenyl	0.6	0.5	2.5	1.3	0.4	0.9	0.9
2,6-Dimetylnaftalen	1.2	1	16	5.7	0.9	4.1	3.1
Acenaftalen	0.8	1.3	9.7	1.8	0.5	1	1.3
Acenaften	3.2	0.8	7	8.3	0.4	3	1.5
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.9	3.9	0.3	18	1.2	3.4	1.9
Fluoren	3.1	1.1	<0.2	9.1	0.6	3.7	2
Fenantren	20	6.6	2.2	54	2.9	17	13
Antracen	2.5	0.4	0.3	8.8	<0.2	1.7	1.4
1-Metylfenantren	4.2	11	2.1	35	3.4	6.5	6.6
Fluoranten	40	18	7.1	165	6.3	30	24
Pyren	29	18	5.6	142	5.1	22	20
Benz(a)antracen*	32	9	3.7	214	2.9	13	11
Chrysen/trifenylene	30	18	5.8	156	6.5	18	17
Benzo(b)fluoranten*	27	20	5.1	209	6.4	18	17
Benzo(j,k)fluoranten*	8.9	5.3	1.4	56	1.5	5	4.9
Benzo(e)pyren	19	12	4.5	119	6.2	14	12
Benzo(a)pyren*	6.1	2.6	0.7	50	0.5	3	2.8
Perylen	2.2	0.9	0.5	17	0.4	1.4	1
Ind.(1,2,3cd)pyren*	5.7	3	1.1	30	0.9	3.4	3.4
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	1.2	0.4	<0.2	6.7	<0.2	0.5	0.5
Benzo(ghi)perylene	5.1	3.3	1.5	24	1.5	3.3	3.5

SUM	248.2	139.6	93.8	1340.7	51.5	179.3	182.8
Derav KPAH(*)	80.9	40.3	12	565.7	12.2	42.9	39.6
%KPAH	32.6	28.9	12.8	42.2	23.7	23.9	21.7
%Tørrstoff	17.4	17.6	18.2	16.5	18.3	19.6	15.8
<i>Sum eq. PAH (÷ disykliske)</i>	<i>240.0</i>	<i>131.7</i>	<i>58.5</i>	<i>1305.7</i>	<i>46.0</i>	<i>164.5</i>	<i>142.9</i>

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultat gjelder kun for den prøve som er testet.