



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 745/98

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon

NIVA

Miljøovervåking i Sandefjords- fjorden og indre Mefjorden 1997-98

Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skalldyr



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden 1997-1998. Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skalldyr.	Løpenr. (for bestilling) 3934-98	Dato 1998-10-05
	Prosjektnr. Undernr. 97015 2	Sider Pris 76
Forfatter(e) Jon Knutzen Ketil Hylland Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 745/98. TA-1586/1998.	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT), Sandefjord kommune, Jotun A/S, Pronova Oleochemical a.s. Pronova Biocare a.s. og A/S Thor Dahl.	Oppdragsreferanse Per Erik Iversen
--	---------------------------------------

Sammendrag

Det er konstatert fortsatt meget høyt innhold av PCB i lever av torsk fra indre del av Sandefjordsfjorden (innenfor Tranga) – størrelsesordenen 10 ganger et høyt "normalnivå" av dioksinlignende PCB. Mer moderate overkonsentrasjoner er registrert fra ytre fjord og indre Mefjorden. Den alvorligste forurensningen ellers var et høyt innhold av antibegroingsstoffet TBT (tributyltinn) i blåskjell. Metallanalyser i blåskjell og tang viste lokal forurensning med henholdsvis bly og i mindre grad kobber. Mulige aktive landbaserte kilder for særlig PCB og TBT bør søkes bragt under kontroll. Mudring av sterkt forurensede sedimenter bør unngås eller foretas med varsomhet. Det var ikke effekter av PAH, miljø-østrogener eller metaller på torsk fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden. En tilsynelatende hemming av cytokrom P4501A (EROD) kan skyldes forhøyde nivåer av TBT og/eller PCB i området.

Fire norske emneord 1. Plane PCB 2. TBT 3. Metaller 4. Biomarkører	Fire engelske emneord 1. Coplanar PCBs 2. TBT 3. Metals 4. Biomarkers
--	---


Jon Knutzen
 Prosjektleder

ISBN 82-577-3526-6


Bjørn Braaten
 Forskningsjef

Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og Indre
Mefjorden 1997-1998

Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skalldyr

Forord

Foreliggende rapport om nivåer og effekter av miljøgifter i organismer er en del av undersøkelsene i Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden 1997-1998. De øvrige deler av arbeidet har omfattet:

- Hydrografi, hydrokjemi og planktonsamfunn
- Miljøgifter i sedimenter
- Kartlegging av mulige kilder til forurensningen med miljøgifter

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

Oppdragsgivere for undersøkelsene har vært Statens Forurensningstilsyn (SFT), Sandefjord kommune, Jotun A/S, Pronova Oleochemicals a.s., Pronova Biocare a.s. og A/S Thor Dahl.

Innen delprosjektet vedrørende miljøgifter i organismer har analysene av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner/dibenzofuraner ("dioksiner), non-orto (dioksinlignende) PCB og polyklorerte naftalener (PCN) vært utført på NILU under ledelse av Aase Biset og Martin Schlabach..

Hovedansvarlige for delundersøkelsen har vært Ketil Hylland (analyser og rapportering av biomarkøreffekter) og Jon Knutzen (ledelse av delprosjektet og rapportering av miljøgiftnivåer).

Bjørn Olsen, Sandefjord, takkes for å ha organisert fangst av fisk og krabber.

Prøvene av blåskjell og tang er samlet av Aud Helland og Torgeir Bakke. Ved NIVA har ellers følgende deltatt i deler av arbeidet:

Åse Bakketun: EROD-analyser

Lasse Berglind: PAH-analyser

Einar Brevik: Analyse av øvrige klororganiske stoffer

Harry Efraimsen: Analyse av metallotionin og vitellogenin

Norunn Følsvik: Analyse av tinnorganiske forbindelser

Bente Hiort Lauritzen: Metallanalyser

Åse Kristine Rogne: EROD, PAH-metabolitter, metallotionin og vitellogenin.

Leder av hovedprosjektet har vært Torgeir Bakke.

Oslo, 1998-10-5

Jon Knutzen
Delprosjektleder

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Bakgrunn og formål	9
2. Materiale og metoder	10
2.1 Prøvematerialet	10
2.2 Kjemiske analyser	12
2.3 Biomarkøranalyser	13
2.3.1 Prøvetaking og opparbeiding	13
2.3.2 Analyse av miljøgifter	14
2.3.6 Analyse av metallotionin	14
2.3.3 Analyse av fluorescerende PAH-metabolitter	14
2.3.4 Analyse av protein	14
2.3.5 Analyse av cytokrom P4501A aktivitet (EROD)	14
2.3.7 Analyse av vitellogenin	14
3. Organismenes innhold av miljøgifter	15
3.1 Dioksiner, dioksinlignende PCB og polyklorerte naftalener (PCN)	15
3.2 Øvrige klororganiske stoffer - blandprøver	17
3.3 Kvikksølv i fisk og krabbe	19
3.4 PAH i blåskjell	19
3.5 Metaller i blåskjell og tang	20
3.6 TBT og andre tinnorganiske forbindelser i blåskjell.	21
4. Effekter på torsk	23
4.1 Klororganiske miljøgifter - individuelle torsk	23
4.2 PAH-metabolitter i galle	24
4.3 Cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i torskelever	25
4.4 Metallotionin i torskelever	26
4.5 Vitellogenin i plasma	27

5. Litteraturhenvisninger	28
Vedlegg A. Rådata for NILU-analyser av PCDD/PCDF, non-orto PCB og PCN	31
Vedlegg B. Rådata for analyser av øvrige klororganiske stoffer og metaller i fisk og krabber	59
Vedlegg C. Rådata for analyser av klororganiske rutinevariable, tinnorganiske forbindelser og metaller i blåskjell	62
Vedlegg D. Rådata for analyser av PAH i blåskjell	65
Vedlegg E. Rådata for analyser av metaller i blæretang.	67
Vedlegg F. Rådata for biomarkører og individuelle konsentrasjoner av klororganiske stoffer i torsk	69

Sammendrag

I Lever av torsk fra indre Sandefjordsfjorden hadde meget høyt innhold av dioksinlignende PCB. Målt som toksisitetsekvivalenter (TE) var konsentrasjonen over 900 µg/kg v.v., dvs. en anslagsmessig overkonsentrasjon jevnført med høyt "normalnivå" langs norskekysten (i torsk fanget langt fra punktkilder) på i størrelsesordenen 10 ganger. Bidraget til sum TE fra dioksiner var lavt og fra polyklorerte naftalener ubetydelig.

TE-innholdet i lever av torsk fra ytre Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden var lavere (hhv. 160/130 ng/kg våtvekt), men likevel sannsynligvis over det som kan betraktes som resultat av kun diffus belastning fra fjernkilder.

Sammenlignet med TE_{PCB} data fra 1993 synes det å ha vært en økning, men dette kan bero på tilfeldigheter knyttet til ulike vandrings- og eksponeringshistorie for fisken i de to prøvene.

Med forbehold om manglende/sparsomme referansedata synes også TE_{PCB} i skallinnmat av krabbe og blåskjell fra indre Sandefjordsfjorden å være noe forhøyet, men i langt mindre grad enn i torsk.

II PCB-forurensningen bekreftes av resultatene fra de klororganiske rutineanalyser, som for Σ PCB₇ i lever og filet av torsk viste overkonsentrasjoner på minst 15 ganger i blandprøven fra indre Sandefjordsfjorden og ca. 3/2 ganger i levermaterialet fra henholdsvis ytre fjord og Mefjorden. Leverprøven fra indre fjord inneholdt også bemerkelsesverdig mye DDT med nedbrytningsprodukter. Blåskjellprøvene fra indre Sandefjordsfjorden inneholdt 3-6 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå av Σ PCB₇ og indikerte dermed betydelig nåtidig belastning på overflatelaget, enten ved oppvirvling av forurensede bunnsedimenter på grunt vann (propellvann fra skip) eller landbaserte kilder.

III Blåskjell fra tre stasjoner i indre Sandefjordsfjorden inneholdt meget høye konsentrasjoner av antibegroingsstoffet TBT (tributyltinn). Konsentrasjonene var mer moderate, men fremdeles betenkelige, i ytre del av fjorden og i indre Mefjorden.

IV Øvrig metallforurensning av betydning i organismer synes å begrense seg til høy nåtidig belastning med bly i indre fjords overflatelag. Blåskjell fra omegnen av Jotun viste konsentrasjoner på mer enn 10 ganger høyt "normalnivå". Ut fra tanganalysene var det her også tydelige vitnesbyrd om tilførsel av kobber.

V Analysene av PAH (delvis kreftfremkallende tjærestoffer) i blåskjell viste moderate verdier og heller i den lave enden av det konsentrasjonsintervallet som må forventes i områder med stor båttrafikk og i tillegg avrenning fra veier og urbaniserte/industrialiserte arealer.

VI Kvikksølvinnholdet i fisk og krabbeinnmat var lavt/moderat.

VI Det høye innholdet av PCB i torskelever fra indre Sandefjordsfjorden må vurderes av næringsmiddelmyndighetene. Med hensyn til kilder er det særlig behov for at forurensningsmyndighetene søker å få belastningen med PCB og TBT, men også andre tinnorganiske forbindelser, bly og kobber, under kontroll.

VII Både for PCB og TBT er det vanskelig å bedømme om forurensningen i indre Sandefjordsfjordens overflatelag lar seg forklare vesentlig ved oppvirvling/tilførsel fra sterkt forurensede sedimenter eller om det finnes aktive landbaserte kilder, eventuelt bare med sporadisk tilførsel. Uansett tilsier risikoen for spredning av miljøgifter fra sediment til spiselige organismer varsomhet og kontroll ved eventuell mudring eller annen forstyrrelse av bunnen.

VIII Det var ikke effekter av PAH eller metallene Cu, Zn, Cd på torsk i indre Sandefjordsfjord, ytre Sandefjordsfjord eller Mefjorden. Det var videre tilsynelatende ingen effekter av miljø-østrogener på torsk i området.

IX Torsk i Sandefjordsfjorden og Mefjorden hadde lav aktivitet av enzymsystemet cytokrom P4501A sammenlignet med torsk fra Færder. Dette kan skyldes inhibering av enzymsystemet ved belastning med TBT og/eller ikke-plane PCBer.

X Resultatene av undersøkelsene tilsier fortsatt overvåking av tilstanden, spesielt i indre Sandefjordsfjorden. Det er særlig behov for å følge utviklingen mht. dioksinlignende PCB og andre klororganiske stoffer i fisk (torsk, ål) og blåskjell; dessuten TBT og enkelte metaller i blåskjell. TBT bør også vurderes analysert i fisk og krabbe. En mulig overvåkingsvariabel for TBT er registrering av skade på hunner av stor strandsnegl.

Summary

Title: Monitoring of Sandefjordsfjorden and inner Mefjorden 1997-1998. Micro-pollutants and effects in fish and shellfish

Year: 1997

Author: Jon Knutzen and Ketil Hylland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

I Liver of cod (*Gadus morhua*) from the inner part of Sandefjordsfjorden (fig. 1) had very high concentration of dioxin-like PCBs. The level of toxicity equivalents (TE_{PCB}) above 900 ng/kg w. w. is about one order of magnitude higher than is to be expected from merely diffuse ("background") loading (far from point sources). Cod from the outer part of Sandefjordsfjorden and inner Mefjorden had lower concentrations but still above the estimated "high background" level.

The contributions to sum TE from polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans (PCDD/PCDFs) and polychlorinated naphthalenes (PCN) were small or insignificant, respectively.

In contrast with the cod data exceedance of TE_{PCB} "background" levels were moderate/small in the common mussel (*Mytilus edulis*) and the edible crab (*Cancer pagurus*).

II. Routinely analyzed PCBs (ΣPCB_7) was recorded in liver and fillet of cod from inner Sandefjordsfjorden at levels about 15 times above the limit of class I (= "high background") in the classification system of the State Pollution Control Authority. The composite liver sample also contained above "normal" concentrations of DDE.

Present PCB contamination of the surface layer of inner Sandefjordsfjorden was reflected in mussels, which contained 3-6 times an estimated "high background" of 4 μg PCB_7 /kg w.w.

III High concentrations of tributyltin (TBT) and lead were observed in in mussels from the inner Sandefjordsfjorden, whereas PAH levels were low.

IV Mercury levels in fish fillet and carapace content ("brown meat") of crabs were low/moderate.

V It is not possible to state whether the PCB/TBT contamination of the surface layer of inner Sandefjordsfjorden is caused mainly by disturbance of heavily contaminated sediments (wake water of large boats) or leakage from land-based sources.

VI No biomarker effects (EROD, metallothionein, vitellogenin, bile metabolites of PAH) were observed in cod. The lower activity of hepatic cytochrome P4501A in cod from the inner part of Sandefjordsfjorden compared to open coast cod was possibly caused by enzyme inhibition by TBT and/or nonplanar PCBs.

1. Bakgrunn og formål

Behovet for å foreta en mer omfattende kartlegging av miljøgifter i organismer fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden har fremkommet ved flere tidligere indikasjoner på at ulike miljøgifter kan ha problematisk stor forekomst i Sandefjordsfjorden (Koniczny og Juliussen 1994 med ref.), samt mulighet for tilførsel av skadelige stoffer fra det tidligere Kastet avfallsdeponi innerst i Mefjorden.

Ved undersøkelser av sedimenter i 1994 ble det registrert til dels meget høye konsentrasjoner av særlig PCB og TBT, men også av PAH og kvikksølv, bly og kobber i indre Sandefjordfjorden (Koniczny og Juliussen 1994). For organismers vedkommende er det tidligere påvist markert forhøyet PCB-innhold i blåskjell på flere lokaliteter i indre Sandefjordfjorden (JORDFORSK 1990, Schaanning og Jenssen 1992). Analyser av fisk, krabbe og blåskjell innsamlet i regi av Næringsmiddeltilsynet i Sandefjord kommune i 1993 (upublisert) viste så høyt innhold av dioksinlignende PCB i lever av "rund fisk" (sannsynligvis mest torsk) at Statens Næringsmiddeltilsyn frarådet i 1993 konsum av lever av rund fisk fanget innenfor Tranga (Trangsholmene, figur 1).

Hovedformålene med den foreliggende del av undersøkelsene i Sandefjordsfjorden/Mefjorden 1997-98 har vært å:

- ajourføre og komplettere informasjonene om miljøgifter i spiselige arter og indikatororganismer fra de to fjordene, spesielt i relasjon til kostholdsråd
- registrere utslag på biomarkører, dvs. biokjemiske og fysiologiske indikasjoner hos fisk på eksponering for miljøgifter, herunder symptomer på tilstedeværelse av hormonforstyrrende stoffer
- etablere en basis for eventuell senere overvåking

2. Materiale og metoder

2.1 Prøvematerialet

For kjemiske analyser av miljøgifter er det samlet inn **blæretang** til metallanalyse, **blåskjell** til analyse på metaller, klororganiske stoffer/polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)/metaller/tributyltinn (TBT) og andre tinnorganiske stoffer, **taskekrabbe** til analyse på klororganiske forbindelser og **fisk** (torsk og skrubbe) til analyse på klororganiske stoffer og kvikksølv.

Av tang er det til hver blandprøve benyttet 5-10 stk. av 5-6 cm påvekstfrie skuddspisser fra hver av 5-10 individer; av blåskjell 50 stk pr blandprøve av midlere størrelse 5.5-6.0 cm (4-7.5 cm). Innsamlingen av tang og blåskjell ble foretatt 27-28/8 1997. Prøvestedene ses av figur 1.

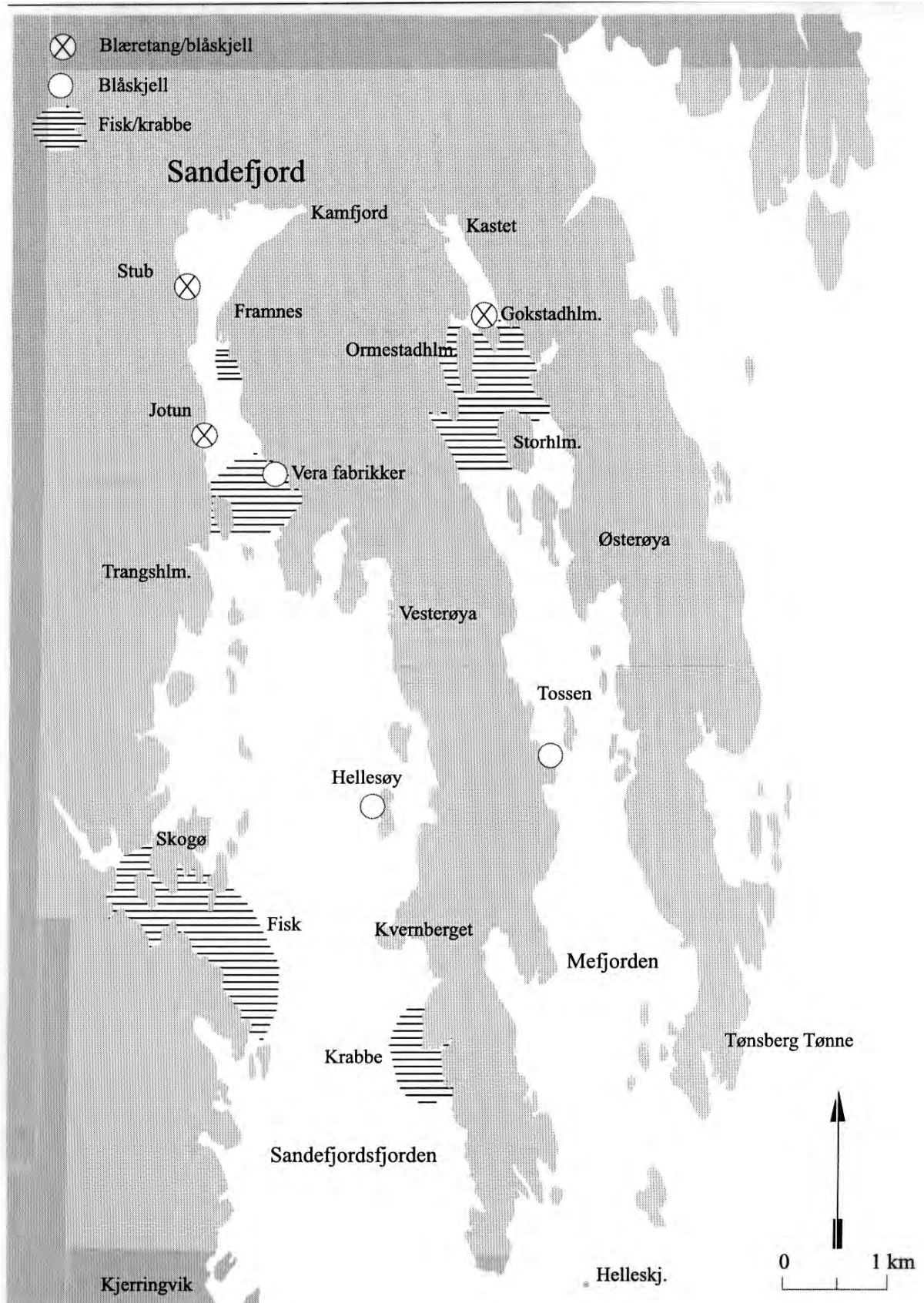
Fisk og krabbe er fanget i perioden 20.september – 7.oktober innen områder i indre/ytre Sandefjordfjorden og indre Mefjorden skravert på figur 1. For torsks vedkommende har de tre blandprøvene bestått av 14-15 individer; for de to prøvene av skrubbe av 9/20 eksemplarer, henholdsvis fra indre Sandefjordsfjorden og Mefjorden, og for de tre krabbeprøvene av 19-20 individer. **Tabell 1** viser fiskeprøvenes sammensetning med hensyn til vekt og lengde. Fisken hadde i hovedsaken normalt utseende, dvs. ingen indre eller ytre skader som kunne relateres til forurensning. Imidlertid var torskeleveren, særlig i de mindre eksemplarene, delvis deformert og utflytende, mest sannsynlig som følge av at frysingen har sviktet over en periode.

Alle prøver er frosset så snart som mulig etter innsamling og oppbevart nedfrost og mørkt inntil tining for opparbeidelse på NIVA. Opparbeidede blandprøver er igjen frosset inntil homogenisering med en Tefal food processor. Til blandprøvene av er det tatt ut omlag samme mengde (ca. 20 g ryggmuskel) fra hver fisk, mens det i leverprøvene av torsk var et varierende bidrag på <1-5 g på grunn av mange små eksemplarer i fangstene, særlig fra indre og ytre Sandefjordsfjorden. Fra krabbene inngikk hele skallinnmaten fra hver enkelt i blandprøven.

Tabell 1. Gjennomsnitt og variasjonsintervall for vekt og lengde i blandprøver av fisk fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden fanget i månedsskiftet september-oktober 1997.

Stasjoner	TORSK		SKRUBBE	
	Vekt (g)	Lengde (cm)	Vekt (g)	Lengde (cm)
I. Sandefjordsfj.	384 (107-1008)	34 (24-45)	259 (124-498)	28 (24-37)
Y.Sandefjordsfj	216 (117-678)	28 (24-43)		
Mefjorden.	453 (188-966)	35 (28-46)	204 (92-390)	26 (21-35)

I blandprøvene av krabbe er det i denne undersøkelsen ikke sondret mellom kjønn og dessuten er hele skallinnmaten benyttet. Ved analyse på dioksiner og andre organiske mikroforurensninger har det av historiske grunner vært vanlig bare å analysere den fettrike fordøyelseskjertelen (hepatopaneas, ”krabbesmør”) av hannkrabber. Grunnen til at man har fokusert på hannene er at disse er funnet å være mer stedbundne enn hunnene (Hallbäck 1987). Imidlertid er en slik begrensning til å analysere bare en del av skallinnmaten fra ett kjønn ikke fullt tilfredsstillende for bedømmelse av krabbenes spiselighet. Ved sammenligning av dioksininnholdet i de to kjønn er det funnet liten forskjell når man betrakter hele skallinnmaten, ikke bare krabbesmøret (Knutzen et al. 1996).



Figur 1. Innsamlingsområder for fisk, krabbe, blåskjell og tang.

Skallbredden på krabbene var 11-17, for det meste 14-16 cm. Vekten av skallinnmaten varierte i intervallet 4-110 g, i indre Sandefjordsfjorden og Mefjorden i gjennomsnitt 35-40 g, i ytre Sandefjordsfjorden nærmere 70 g. I indre Sandefjordsfj. ble det fanget bare hunnkrabber, i ytre fjord var fordelingen hunner/hanner 9/11 og i Mefjorden 6/13.

Til **biomarkøranalyser** ble det samlet inn 15 individer av torsk fra hvert av prøvestedene. Disse ble holdt levende i 1-2 dager før de ble prøvetatt. I 8 fisk fra hvert prøvested er leveren analysert for innhold av klororganiske miljøgifter, men ikke på dioksiner/non-orto PCB/PCN. Se seksjon 2.3.1 for en mer detaljert beskrivelse av prøvetaking og opparbeiding.

2.2 Kjemiske analyser

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

For rutinemessig analyserte klororganiske stoffer på 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 cykloheksanfasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes cykloheksanekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettut, 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 dataprogram 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.

Ved bestemmelse av **PAH-komponenter** tilsettes prøven 7 deutererte PAH-komponenter som indre standarder. 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/tørrvekt, hhv. i organismer og sedimenter (men avhengig av prøvemengde).

For **metallanalyser** er en innveid subprøve av tint homogenisat oppløst med salpetersyre i autoklav ved 120°C og fortynnet med destillert og avionisert vann (Norsk Standard 4780, 1. utg. juni 1988). Bestemmelsen utføres på den klare væskefasen og foretas med atomabsorpsjon i flamme eller grafittovn. Sink bestemmes ved atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg. mai 1980),

mens bly, kadmium og kobber er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til NS 4780, NS 4781, 1. utg. juni 1988. Deteksjonsgrensene er 2.0/0.1/0.02 mg/kg våtvekt, henholdsvis for sink, bly/kobber og kadmium. Kvikksølv analyseres ved kalddamp/gullfelle, deteksjonsgrense 0.02 mg/kg. Standardavviket ved analyse av paralleller er < 2% for sink og < 5 - 10% for de øvrige. Analyse kvaliteten kontrolleres mot sertifisert referansemateriale.

TBT (tributyltinn) og **trifenyltinn (TPhT)** med nedbrytningsprodukter er analysert etter metodikk beskrevet i Følsvik (1997). Ved omregning av analyseresultatene angitt på tinnbasis (rådatautskrift i vedlegg C) til konsentrasjoner av de aktive ioner er det benyttet følgende omregningsfaktorer: 2.44 (TBT), 1.96 (DBT, dibutyltinn), 1.48 (MBT, monobutyltinn) og 2.95 (TPhT).

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).

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).

Vurderingen av dioksiner, dioksinlignende PCB og PCN er basert på en omregning til konsentrasjon av **toksitetsekvivalenter (TE)**, dvs. ekvivalente mengder av den giftigste forbindelsen innen gruppen PCDF/PCDD. Omregningen er gjort ut fra toksitetsekvivalentfaktorer (TEF), som for PCDF/PCDD finnes hos Ahlborg (1989), for non- og mono-orto PCB i Ahlborg et al. (1994) og for PCN tentativt angitt av Hanberg et al. (1990).

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.

2.3 Biomarkøranalyser

2.3.1 Prøvetaking og opparbeiding

Torsk ble holdt i 1-2 dager på innsamlingsstedet (indre fjord, ytre fjord og Mefjorden) før de ble avlivet og prøvetatt. Hver fisk ble veid, målt og inspisert for parasitter, sykdommer og skader. Det ble tatt blodprøver av 15 fisk fra hver av de tre stasjonene. Fra 10 av disse ble leveren dissekert ut og prøver tatt av lever og galle til biomarkør-analyser. Fra 8 av disse ble leveren også benyttet til analyse av organiske miljøgifter.

Det ble tatt prøver av blod fra kaudalvenen med en sprøyte behandlet med heparin og aprotinin (15 torsk). Bukhulen ble åpnet og prøver ble tatt av galle og lever. En bit fra den sentrale delen av leveren ble overført til et kryorør og frosset i flytende nitrogen (10 torsk). Denne prøven ble benyttet til analyser av cytokrom P4501A aktivitet (EROD) og metallotionin. Resten av leveren (8 torsk) ble overført til glødede glass og frosset ved -20°C. Denne delen ble benyttet til analyser av klorerte miljøgifter.

Leverprøvene ble homogenisert med en motorisert Potter-Elvehjem homogenisator i iskald 100 mM K-fosfatbuffer, pH 7.8, med 0.15 M KCl, 1 mM redusert glutation og 5% glycerol. Totalvolumet av prøve og homogeniseringsbuffer ble 5 mL. Homogenatet ble sentrifugert i 10 000 g ved 4°C i 30

minutter og supernatanten tatt av, blandet godt og sentrifugert i 50 000 g ved 4°C i 120 minutter. Supernatanten, cytosol, ble tatt av og frosset ved -80°C. Pelleten, mikrosomene, ble resuspendert i homogeniseringsbuffer med 20% glycerol og frosset ved -80°C.

2.3.2 Analyse av miljøgifter

Konsentrasjonene av klororganiske miljøgifter i lever fra individuelle torsk ble analysert som beskrevet i seksjon 2.2.

2.3.3 Analyse av fluorescerende PAH-metabolitter

Konsentrasjonen av PAH-metabolitter i galle til individuelle torsk ble bestemt fluorometrisk som beskrevet av (Ariese et al. 1993). Det ble benyttet to bølglengdepar, 343:381 nm som gir et estimat for OH-pyren og 379:425 nm som gir et estimat for mengden benzo[a]pyren metabolitter. Galleprøvene ble fortynnet 10 000 til 50 000 ganger med 50% etanol før analyse. Mengden metabolitter i gallen ble standardisert i forhold til biliverdin. Biliverdin ble målt spektrofotometrisk ved 650 nm med innveid biliverdin som standard.

2.3.4 Analyse av protein

Protein-konsentrasjonen i cytosol og mikrosomer ble bestemt med metoden beskrevet av Lowry (Lowry et al. 1951), tilpasset for plateleser. Bovint gamma globulin ble benyttet som standard.

2.3.5 Analyse av cytokrom P4501A aktivitet (EROD)

Aktiviteten av cytokrom P4501A ble bestemt som etoksyresorufin *O*-deetylase (EROD). Metoden som ble benyttet er en tilpasning av den beskrevet av Stagg & Addison (1995) tilpasset til plateleser. Resorufin ble benyttet som intern standard og pH i reaksjonsløsningen var 7.5. Reaksjonshastigheten ble beregnet som gjennomsnitt av seks replikate målinger.

2.3.6 Analyse av metallotionin

Konsentrasjonen av metallotionin i cytosol ble bestemt med en ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay) ved bruk av antistoffer mot torsk metallotionin. Metoden er beskrevet i (Hylland, 1998). Konsentrasjonen av metallotionin ble beregnet fra fire replikate målinger med delvis opprenset metallotionin fra torsk som standard. Konsentrasjonen av metallotionin i standarden ble bestemt ved differensiell puls polarografi og aminosyreanalyse.

2.3.7 Analyse av vitellogenin

Etter prøvetaking ble plasma og blodceller skilt innen 15 minutter ved sentrifugering. Plasma ble overført til kryorør og frosset i flytende nitrogen. Konsentrasjonen av vitellogenin i plasma ble målt med ELISA ved bruk av antistoffer mot torsk vitellogenin, en gave fra dr. Carl Haux, Gøteborg. Metoden er beskrevet i Hylland & Haux (1997). Konsentrasjonen av vitellogenin ble beregnet fra tre replikate målinger med plasma fra østradiol-indusert torsk som standard. Konsentrasjonen av vitellogenin i standard-plasma ble bestemt med HPLC.

3. Organismenes innhold av miljøgifter

3.1 Dioksiner, dioksinlignende PCB og polyklorerte naftalener (PCN)

Rådata for disse analysene finnes i vedlegg A. Hovedresultatene er gjengitt i **Tabell 2**, dvs. omregnet til sum toksisitetsekvivalenter (TE). PCN er ikke inkludert i tabellen fordi bidraget var ubetydelig: 0.27/0.28 ng TE/kg våtvekt i torskelever fra henholdsvis indre Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden; 0.15/0.09 ng/kg i skallinnmaten av krabbe fra de samme prøvestedene.

Tabell 2. PCDF/PCDD, non-orto og mono-orto PCB i lever av torsk (*Gadus morhua*), filet av skrubbe (*Platichthys flesus*), skallinnmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden i månedsskiftet september-oktober 1997, ng TE/kg våtvekt.

Arter/lokaliteter	PCDF/D	Non-orto PCB	Mono-orto PCB ¹⁾	Σ TE	% fett ²⁾
Torskelever					
I. Sandefjordsfj.	6.9	458	468.8	933.5	24.8/23.2
Y. Sandefjordsfj.	4.3	83.2	73.3	160.8	31.7/31.2
Mefjorden	4.0	74.7	52.0	130.7	23.4/22.5
Skrubbefilet					
I. Sandefjordsfj.	0.18	0.29	0.60	1.07	0.35/0.42
Mefjorden	0.11	0.23	0.23	0.57	0.42/0.42
Krabbeinnmat					
I. Sandefjordsfj.	12.2	9.0	6.0	27.2	10.8/9.6
Mefjorden	7.5	9.4	6.0	22.9	9.0/10.5
Blåskjell					
Jotun.	0.48	1.81	1.13	3.42	1.06/1.6
Gokstadhlm./Mefj.	0.23	0.67	0.35	1.25	1.45/1.8

1) Bare PCB nr 105, 118 og 156

2) Fettbestemmelse hhv. ved NILU og NIVA

TE-innholdet i **lever av torsk** fra indre Sandefjordsfjorden må betegnes som meget høyt. Foreløpig er det få observasjoner av TE fra PCB i torsk fra referansestasjoner, men ut fra det som foreligger kan antydes "bakgrunnsverdier" fra bare non-orto PCB i intervallet <20-70 ng TE/kg v.v. (Berge et al. 1996; Solberg et al. 1997; Knutzen et al. 1998a,b) Det ses av tabell 2 at i torsk fra indre del av Sandefjordsfjorden var konsentrasjonen i størrelsesordenen 10 ganger høyere, dessuten med et like stort bidrag til giftighetspotensialet fra et utvalg av mono-orto PCB. I betraktning av den anbefalte øvre grense for en voksen persons ukentlige - livslange- inntak på ca. 2 ng (Ahlborg et al. 1988) må resultatet vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

Fra observasjoner i Norge er det så langt bare i nærområdet til marinebasen ved Haakonsværn at det er blitt registrert høyere konsentrasjoner av dioksinlignende PCB i torskelever (Knutzen og Biseth 1994). Sum av toksisitetsekvivalenter i Sandefjordstorsken var dessuten bare 30 % under det man i 1996 observerte i den sterkt forurensede Frierfjorden i 1996 (men her vesentlig pga. dioksiner, Knutzen et al. 1998b).

Et mer moderat TE-innhold ble registrert i leverprøvene fra ytre fjord og Mefjorden, men også i disse områdene lå TE-bidraget fra non-orto PCB i overkant av det som sannsynligvis kan betraktes som et

høyt bakgrunnsnivå fra bare diffus belastning. Som illustrasjon kan nevnes at ikke mer enn det dobbelte av disse verdiene ble funnet i torskelever fra den belastede indre del av Kristiansandsfjorden (Knutzen et al. 1998a) Dertil kommer et bidrag i samme størrelsesorden fra utvalget på tre mono-orto PCB. (For denne gruppen var konsentrasjonene høyere enn i Kristiansandsfjorden). At nivået kan representere noe mer enn bare vanlig bakgrunnsbelastning, bestyrkes av leverprøvenes relativt lave fettinnhold og at det i blandprøvene var et betydelig innslag av små (unge) eksemplarer. Det er en vanlig erfaring med persistente (bestandige) klororganiske stoffer at konsentrasjonene øker med alder og størrelse (se f.eks. Stange et al. 1996).

1997-resultatene for torskelever viste noe høyere konsentrasjoner enn målt av Statens institutt for folkehelse i materialet innsamlet av Næringsmiddeltilsynet i 1993. I lever av "rund fisk" ble det målt TE_{PCB} på 369 og 94 µg/kg v.v., hhv. fra indre og ytre Sandefjordsfjorden, og med omlag like stort bidrag til sum TE fra non- og mono-orto forbindelser (Næringsmiddeltilsynet i Sandefjord/Folkehelse, upubl). Blandprøvedata egner seg ikke for jevnføring over tid uten at man minst en gang har fått et statistisk mål for spredningen i nivåene mellom enkeltfisk. Det kan derfor ikke sies noe bestemt om forskjellen beror på annet enn tilfeldighet. Siden det er registrert høyere konsentrasjon i 1997 enn i 1993 er det i hvert fall intet som tyder på en minsket belastning. Leverblandprøvenes fettinnhold var for indre fjords vedkommende høyere i 1993 (34 %) enn i 1997, og kan følgelig ikke bidra til en forklaring på den tilsynelatende økningen i innholdet av dioksinlignende PCB.

For en fullgod vurdering av resultater mht. TE_{PCB} savnes fremdeles tilstrekkelig med sammenligningsdata for dioksinlignende PCB, ikke bare fra mulig/sannsynlig forurensede områder (Berg et al. 1997), men også fra flere referanselokaliteter

Torskeleverprøvenes dioksininnhold var lavt, dvs. under halvparten av grensen på 15 ng/kg i kl. I i SFTs klassifiseringssystem på (Molvær et al. 1997). Sammen med andre data er resultatene fra Sandefjordsområdet med på å sannsynliggjøre at denne grensen er satt noe høyt (se bl.a. Knutzen et al. 1995,1998a; Berge et al. 1996; Solberg et al. 1997 og Schlabach & Skotvold 1997).

I motsetning til i torskelever viste **dioksintallene for krabbeinnmat, skrubbefilet og blåskjell** svake overkonsentrasjoner – ca. en fordobling av grensene for klasse I i SFTs klassifiseringssystem. Konsentrasjonene i skallinnmaten av krabbe kan ikke direkte sammenlignes med Kl. I i Molvær et al. (1997), som baserer seg på dioksiner i krabbesmør av hannkrabber. Data fra Grenlandsfjordene (Knutzen et al. 1996) tyder imidlertid på at tallene i tabell 2 kan multipliseres med omkring 2 eller litt under for å bli sammenlignbare med klassifiseringssystemets grense på 10 ngTE/kg v.v. for vanlig diffus påvirkning.

TE fra PCB i disse artene er vanskeligere å bedømme pga. sparsomme referansedata. Ut fra registreringer ytterst i Grenlandsfjordene (Knutzen et al. 1998b) bør TE-bidraget fra non- og mono-orto PCB i blåskjell neppe overstige 0.5-0.6 ng/kg v.v., dvs. 1/2-1/5 av det som er funnet i skjellene fra indre Mefjorden og indre Sandefjordsfjorden. Tas det hensyn til at konsentrasjonene for hele skallinnmaten av krabbe må omlag fordobles for å kunne sammenlignes med krabbesmørdata, synes også nivået i krabbene fra undersøkelsesområdet å være moderat påvirket med dioksinlignende PCB (kfr. data for krabber fra åpen kyst i Knutzen et al. (1998a,b).

Som for torskelever viste skallinnmat av krabbe tilsynelatende økt innhold av TE_{PCB} jevnført med de 11/4 ng/kg registrert i prøver fra indre/ytre fjord i 1993 (Næringsmiddeltilsynet i Sandefjord/Folkehelse, upubl.), mens nivået i skrubbefilet fra de to områdene var heller lavere enn i filet av "rund fisk" fra de to prøvestedene.

"Normalnivå" av dioksiner i torskelever og bare svake overkonsentrasjoner i krabbeinnmat og skrubbefilet samsvarer med det moderate dioksininnholdet i den ene prøven av overflatesediment som

er analysert (Bakke 1998). Imidlertid indikerer fordoblingen av antatt høyt bakgrunnsnivå i skjellprøven fra omegnen av Jotun en vis nåtidig belastning utover det vanlige.

For PCB gjenspeiles den åpenbare forurensningssituasjonen også i sedimentene. Selv om de klart høyeste konsentrasjonene opptrer 15-20 cm nede i bunnavsetningene, er det også tydelige overkonsentrasjoner i de øverste 2 cm (Bakke 1998), samsvarende med vitnesbyrdene fra blåskjelldataene i tabell 2 om ikke ubetydelig nåværende belastning, spesielt i indre Sandefjordsfjorden.

På det eksisterende grunnlag kan det ikke sies noe bestemt om i hvilken grad det høye innholdet av non-/mono-orto PCB i fisk skyldes belastning fra sedimentene (hovedsaklige via forurensede byttedyr, eventuelt ved oppvirvling) i forhold til det som kan tilbakeføres på dagens tilførsler. Før en slik vurdering kan forsøkes må man i hvert fall ha kartlagt forekomsten av non-orto PCB i overflatesedimenter (se imidlertid nedenfor når det gjelder tidligere og nåværende belastning med PCB-gruppen i sin alminnelighet).

3.2 Øvrige klororganiske stoffer - blandprøver

De viktigste resultatene fra blandprøveanalysene av organismer er presentert i **Tabell 3**, mens rådata er samlet i vedlegg B (fisk, krabbe) og vedlegg C (blåskjell).

Tabell 3. Utvalgte rutinemessig bestemte klororganiske stoffer i blandprøver av lever og filet av torsk (*Gadus morhua*), filet av skrubbe (*Platichthys flesus*), skallinnmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden 1997 (Fig. 1), $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. i.a.: ikke analysert.

Arter/lok.	HCB	γ -HCH	DDE	DDD	DDT	Σ DDT	CB153	Σ PCB ₇	% fett
<u>Torskelever</u>									
I.Sandefjordsfj. ¹⁾	6.2	6.0	344	117	712	1173	2560	8493	23.9
Y.Sandefj.fj.	4.0	22.6	111	59	185	355	579	1470	31.2
Mefjorden	2.0	13.7	170	87	115	372	390	986	22.5
<u>Torskefilet</u>									
I.Sandefjordsfj. ¹⁾	0.07	0.08	3.0	0.7	i.a.	≈ 3.7	32.5	86.3	0.43
Mefjorden ¹⁾	<0.1	0.07	1.2	0.2	"	≈ 1.4	3.1	7.8	0.46
<u>Skrubbefilet</u>									
I.Sandefjordsfj.	<0.1	0.6	1.2	0.5	i.a.	>1.7	3.5	11.2	0.42
Mefjorden	<0.1	0.5	1.1	0.5	"	>1.6	1.8	5.5	0.42
<u>Krabbeinnmat</u>									
I.Sandefjordsfj.	2.3	9.4	27	3	i.a.	>30	50	122	9.6
Y.Sandefj.fj.	1.7	6.7	25	2	"	>27	49	124	10.3
Mefjorden	2.0	3.1	25	1	"	>26	46	113	10.5
<u>Blåskjell</u>									
Stub	<0.1	0.4	0.8	0.7	i.a.	>1.5	5.1	16.1	1.5
Jotun	<0.1	0.5	1.0	2.0	"	>3.0	6.9	25.4	1.6
Vera deponi	<0.1	0.4	0.8	1.0	"	>1.8	4.3	13.0	1.2
Hellesøy	<0.1	0.6	0.4	0.3	"	>0.7	1.0	3.0	1.2
Gokstadhlm.	<0.1	0.4	1.0	0.6	"	>1.6	3.8	10.1	1.8

¹⁾ Reanalysert

Hovedkonklusjonene fra tabell 3 er:

- Bekreftelse av dataene fra non-orto PCB analysene ved meget høyt innhold av PCB generelt i lever av torsk fra indre Sandefjordsfjorden. Konsentrasjonen av Σ PCB₇ på over 8.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. er minst 15 ganger høyere enn grensen for Kl I i SFTs klassifiseringssystem. Også i filet av fisk fra dette området var PCB-innholdet unormalt høyt, med overkonsentrasjoner i samme størrelsesorden som for lever.
- Mer moderat grad av PCB-påvirkning ses i torskelever fra ytre fjord og Mefjorden, men ut fra leverblandprøvenes lave/moderate fettinnhold i hvert fall 3 ganger høyere enn normalt.
- Tydelige indisier på nåtidig tilførsel av PCB til overflatelaget ved overkonsentrasjoner av Σ PCB₇ i blåskjell jevnført med et antatt høyt bakgrunnsnivå på 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. (Molvær et al. 1997). I indre Sandefjordsfjorden var forhøyelsen på 3-6 ganger; innerst i Mefjorden 2-3 ganger.
- Bemerkelsesverdig høyt innhold av Σ DDT med nedbrytningsprodukter, spesielt i indre Sandefjordsfjorden, men også tydelig overskridelse av høy "normalkonsentrasjon" for Σ DDT (200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v., Molvær et al. 1997) i lever av torsk fanget lenger ut og i Mefjorden. I det øvrige prøvemateriale var det ingen tilsvarende forhøyelse av Σ DDT
- De andre analyserte klororganiske variable, bl.a HCB (heksaklorbenzen), OCS (oktaklorstyren) og lindan (γ -HCH), viste lave eller moderate verdier (kfr. vedlegg 2,3).

Ved første gangs analyse av torskelever var det vanskeligheter med å få kvantifisert DDT (tilsynelatende maskert av ukjent forbindelse). Dette sammen med det uvanlige i å finne morsubstansen DDT i høyere konsentrasjon enn det mer bestandige nedbrytningsproduktet DDE, gjør at resultatet for Σ DDT i denne prøven må tas med noe forbehold. Overvekt av morsubstansen anses vanligvis å være knyttet til fersk DDT-forurensning, hvilket ikke skulle forekomme etter mange års forbud.

Om krabbeinnmat kan tilføyes at overskridelsene av av "normalt" PCB-innhold var moderate, trolig omkring en fordobling (se verdier fra ytre stasjoner i Knutzen et al. 1998a,b).

PCB-innholdet i blåskjell kan synes å representere en nedgang sammenlignet med i 1990-92 (Schaanning & Jenssen 1992), men analysene da ble foretatt som bestemmelse av total-PCB (ut fra likhet med kromatogrammer fra analyse av av kommersielle blandinger). Resultatene lar seg derfor ikke uten videre sammenligne. Den tentative konklusjonene om minsket belastning på overflatelaget hviler på et antatt forhold mellom total-PCB og Σ PCB₇ på ca. 2 (Knutzen & Green 1995).

For PCB og DDE/DDD var det til dels dårlig samsvar mellom resultatene fra blandprøveanalysene og individuelt analyserte lever av torsk med henblikk på observasjon av biomarkører. Verdiene fra de individuelle målingene av Σ PCB₇ var ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett; middel/standardavvik og variasjonsintervall):

	Våtvektsbasis	Fettbasis
Indre Sandefjordsfjorden	1468/1030/470-3654	4800/4285/1192-13098
Ytre Sandefjordsfjorden	1165/488/561-1886	2672/1248/1144-4925
Mefjorden	1276/450/480-1923	7044/6501/2074-20896

Ved sammenligning med verdiene for torskelever i tabell 3 fremgår bare rimelig samsvar for fisken fra ytre Sandefjordsfjorden og - i noe mindre grad – Mefjordfisk. I henhold til de individuelle analysene var torsk fra indre Sandefjordsfjorden vesentlig mindre PCB-kontaminert enn blandprøveresultatet i tabell 3 tilsier. Noen forklaring på dette misforholdet er ikke funnet. Fiskens midlere størrelse og variasjon var omlag likt for blandprøvene og utvalget til individuelle analyser. Det som kan pekes på er at man kan ha fått et uvanlig stort utslag av individuelle variasjoner innen en bestand. (Slike

variasjoner kan for innhold av persistente klororganiske stoffer gå over en størrelsesorden eller mer -se f.eks. HCB etc. i individuelt analyserte Frierfjordtorsk, Knutzen et al. 1998b). Forskjellene kan dels ha sammenheng med iboende individuelle akkumuleringsegenskaper, dels forårsakes av individenes ulike vandrings- og eksponeringshistorie før fangst. Siden torsken fra indre fjord stammer fra to forskjellige steder, kan det også tenkes avstandsgradienter i forurensning over korte avstander. Et slikt forhold har så vidt vites ikke vært gjenstand for systematisk kartlegging, men synes f.eks. å forekomme i indre Kristiansandsfjorden (Knutzen et al. 1998a og tidligere rapporter fra overvåkingen i Kristiansandsfjorden).

Også når det gjelder DDE og DDD i torskelever fra indre del av Sandefjordsfjorden opptrådte denne uoverensstemmelsen mellom blandprøven og resultatene fra analyser på enkeltfisk. (I de sistnevnte ble ikke morsubstansen DDT målt). Mens DDE-innholdet i henhold til blandprøveanalysen var 344 µg/kg v.v., var middelverdien fra de individuelle målingene bare 69 µg/kg. Noe bedre samsvar mellom blandprøvetallene og gjennomsnittet fra individuelle analyser var det for de to andre prøvestedene: 111/63 og 170/62 µg/kg v.v. fra henholdsvis ytre del av Sandefjordsfjorden og Mefjorden.

Fra sedimentanalysene ses høyere belastning med både PCB og DDT før enn nå (Bakke 1998). Imidlertid var det såvidt store overkonsentrasjoner i overflatesedimentet (0-2 cm) at dette via forurensede byttedyr kan antas hovedansvarlig for de forhøyede nivåene i fisk. Nåtidige tilførsler kan bidra for PCBs vedkommende, men sannsynligvis ikke for DDT (kfr. registreringen av høyere enn normalt innhold av PCB, men ikke DDE/DDD i blåskjell).

Resultatene for særlig PCB, men også DDT i torskelever, aktualiserer oppfølgende undersøkelser. I denne forbindelse bør det også inkluderes analyse av ål, som både vil være særlig eksponert fra forurenset bunn/bunndyr og ha et stort akkumuleringspotensiale pga. høyt fettinnhold. Ved tiltak mot tilførsler til overflatelaget må dessuten blåskjell inngå i overvåkingen

3.3 Kvikksølv i fisk og krabbe

De funne verdiene var lave både i filet av skrubbe (0.07/0.03 mg/kg v.v.) og krabbeinnmat (0.09/0.06 mg/kg) i prøvene fra hhv. innenfor Tranga i Sandefjordsfjorden og Mefjorden.

Konsentrasjonene i skrubbe var godt under grensen for kl. I (0.1 mg/kg) satt for torskfilet i SFTs klassifiseringssystem og på nivå med det som ellers er funnet i skrubbe fra områder som kan antas ubelastet fra punktkilder (Knutzen & Green 1995 med ref.).

Verdiene for krabbeinnmat var i den høye del av intervallet fra den landsomfattende registreringen til Barland et al. (1996) i prøver fra kommersielle fangstlokaliteter. Det er mulig at den betydelige kvikksølvforurensningen i overflatesediment i Sandefjordsfjorden (Bakke 1998) ville ha vært gjenspeilet bedre ved analyse av klokjøtt, der Barland et al. (1996) fant noe høyere konsentrasjon enn i skallinnmaten.

3.4 PAH i blåskjell

Tabell 4 oppsummerer hovedtrekkene fra rådata gjengitt i vedlegg D.

For stasjonene i indre Sandefjordsfjorden representerer resultatene små overkonsentrasjoner jevnført med antatte høye bakgrunnsnivåer på 50 µg/kg v.v. for sum PAH, 10µg/kg for KPAH (se note til tabell 4) og 1 µg/kg for benzo(a)pyren (B(a)P) (Molvær et al. 1997). Noe forhøyede nivåer må ventes i områder med stor båt- og skipstrafikk (oljespill, eksos) og der det dessuten er avrenning fra veier og

industriarealer. Det må også ventes sporadiske høyere utslag enn registrert her av den fluktuierende belastningen som varierende virksomhet og forhold på land og i fjorden innebærer (bl.a. ujevn tilførsel fra veiavrenning). Eventuelle jevnlig utslipp fra punktkilder av noen betydning kan man imidlertid regne med at ville ha gitt markert større utslag på skjellenes PAH-innhold. Slike kilder synes følgelig fraværende, og det er liten grunn til å prioritere PAH i skjell eller andre organismer ved senere overvåking.

Tabell 4. PAH, KPAH¹⁾ og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden (figur 1) 27-28/8 1997, µg/kg våtvekt. For KPAH og B(a)P er anført % av sum PAH i parentes.

Stasjoner	Sum PAH	KPAH	B(a)P
Stub	82	12.6 (15)	<0.5 (-)
Jotun	138	30 (22)	2 (1.4)
Gokstadhlm./Mefj.	20	2.2 (11)	<0.5 (-)

1) Sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC (1987).

3.5 Metaller i blåskjell og tang

I **Tabell 5** er resultatene av metallanalyser i blåskjell omregnet til tørrvektbasis fra rådata på våtvektbasis (vedlegg C) for å nøytralisere virkningen av et varierende vanninnhold ved sammenligning med antatte høye bakgrunnsverdier og jevnføring mellom stasjoner. Laboratorieutskrift for tanganalysene finnes i vedlegg E.

Tabell 5. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) fra Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 27-28/8 1997, mg/kg tørrvekt. i.a.: ikke analysert.

Arter/stasjoner	Hg	Cd	Pb	Cr	Ni	Zn	Cu	% tørrv.
Blåskjell								
Stub	0.24	1.0	10.7	2.2	2.4	227	7.6	14.3
Jotun	0.39	1.0	37.3	2.0	2.0	253	9.1	14.8
Vera deponi	0.26	1.1	6.8	4.5	2.3	203	7.0	12.0
Hellesøy	0.11	1.5	2.3	1.7	2.1	166	5.4	13.2
Gokstadhlm./Mefj.	0.07	0.6	1.2	1.0	1.1	112	7.9	15.5
Blæretang								
Stub	i.a.	0.93	0.20	0.55	6.1	165	10.0	27.9
Jotun	”	0.92	0.53	1.25	9.1	159	17.3	29.6
Gokstadhlm./Mefj.	”	1.30	0.20	0.88	3.0	46	6.9	25.0

Tabellens blåskjelldata kan kommenteres med følgende:

- **Blyinnholdet i skjell samlet ved Jotun viste betydelig forurensning** – ca. 12 ganger grensen for det antatte bakgrunnsnivå (Molvær et al. 1997). Denne nåtidige belastning var tydelig også på de to andre stasjonene i indre Sandefjordsfjorden, men langt fra i samme grad.
- **Kvikksølvnivåene** reflekterte svak/moderat kontaminering av skjellene fra indre fjord (opp til en fordobling av forventet ”normalnivå” på <0.2 mg/kg)
- Sinkverdiene vitnet om svak lokal overbelastning på de samme stasjonene som kvikksølv. Krom ga et lite utslag i skjell ved Vera deponi, mens kadmium, nikkel og kobber opptratte i normale konsentrasjoner. Mefjordskjell viste gjennomgående lavest metallinnhold.

Tanganalysene viste ytterligere metallbelastning i indre Sandefjordsfjorden ved klart forhøyet kobberinnhold (3-4 gangers overkonsentrasjon) i materialet samlet inn ved Jotun og ellers en

indikasjon på nikkeltilførsel samme sted. Tilfeller av moderat overbelastning med kobber avspeiler seg i tang, men ikke i blåskjell, som innen visse grenser har evne til å regulere opptaket av bl.a. kobber.

3.6 TBT og andre tinnorganiske forbindelser i blåskjell.

I **Tabell 6** er hovedresultatene fra rådataavedlegg C med tinn som enhet regnet om til konsentrasjoner av de biologisk aktive (giftige) ionene (se kap. 2.3 for omregningsfaktorer). Nedbrytningsproduktene av TPhT (trifenyltinn) lå under deteksjonsgrensen (1 µg/kg tørrvekt) i alle prøvene.

Tabell 6. Tributyltinn (TBT) med nedbrytningsprodukter og trifenylytinn (TPhT) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 27-28/8 1997, µg/kg tørrvekt.

Stasjoner	TBT µg/kg tørrv.	DBT µg/kg tørrv.	MBT µg/kg tørrv.	TPhT µg/kg tørrv.	TBT µg/kg våtv.	DBT µg/kg våtv.	MBT µg/kg våtv.	TPhT µg/kg våtv.
Stub	4441	1911	857	764	635	273	123	109
Jotun	5795	3834	1297	1679	858	567	192	249
Vera deponi	3438	1117	552	469	413	134	66	56
Hellesøy	981	353	160	192	130	47	21	25
Gokstadhlm./Mefj.	438	169	47	168	68	27	7	26

Verdiene fra de tre stasjonene i indre Sandefjordsfjorden vitner om sterk TBT-forurensning. Tallene er ikke umiddelbart sammenlignbare med tidligere data fra en omfattende undersøkelse vesentlig fokusert på havneområder i 1993-94 (Knutzen et al. 1995) fordi analysemetodikken da var en annen. Følsvik (1997) antyder at resultatene fra den tidligere benyttede metode må multipliseres med 2-3 for å kunne sammenlignes med data fra nye analyser. Senere analyser med ny metodikk er fåtallige, men det kan nevnes at de høyeste Sandefjordstallene lå på samme nivå eller litt over maksimalverdiene fra indre Kristiansandsfjorden (Knutzen et al. 1998a). Ytterligere karakteristik av forurensningsgraden i Sandefjordsfjorden sammenlignet med andre havneområder og i relasjon til den generelle tilstand i norsk kystvann, er først mulig når det eventuelt foreligger oppdaterte resultater fra landsomfattende undersøkelser med ny analysemetodikk.

Antibegroingsstoffet TBT er ekstremt giftig overfor enkelte organismer, spesielt en gruppe snegl representert i Norge ved bl.a. purpursnegl, dessuten en del muslinger (kfr. Knutzen et al. 1995 og Berge et al. 1997 med ref.). I store deler av verden, til dels langt unna havneområder, er det registrert skade på hunnsnegl i form av mer eller mindre utviklede hannlige organer (imposex). I de verste tilfellene har man kunnet konstatere sterilitet og tilbakegang/utryddelse av sneglebestanden. Grenseverdien for skade på marine organismer er ned mot 1 ng TBT/l, dvs. en milliarddels gram pr l.

Denne grensen og estimerte biokonsentrasjonsfaktorer (BKF: forholdet mellom TBT-konsentrasjonen i organisme og i omgivende vann) er grunnlaget for den øvre grense for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem på 100 µg/kg tørrvekt i blåskjell (Molvær et al. 1997). Av tabell 6 ses at på alle stasjoner inneholdt skjellene mer enn dette. Imidlertid reiser Følsviks (1997) resultater fra jevnføringsen av tidligere og nåværende analysemetodikk også spørsmålet om biokonsentrasjonsfaktorene fra litteraturen (se Knutzen et al. 1995) er riktige. Med forbehold om dette kan man for de verst belastede delene av Sandefjordsfjorden anslå midlere TBT-konsentrasjon i vann før innsamlingen av blåskjell til i hvert fall å være i størrelsesordenen opp mot 100 ng/l, dvs. klart giftig for ømfnlige arter. Det er da benyttet en høy biokonsentrasjonsfaktor på 50.000 ut fra resultater som tyder på at BKF øker med økende belastning (se ref. i Knutzen et al. 1995). Benyttes lavere BKF, blir resultatet enda mer betenkelig.

Blåskjell er ikke blant de ømfintlige artene, men basert på observasjonene til Page & Widdows (1991) lå konsentrasjonene i Sandefjordsskjell –med forbehold om analysetodikkens sammenlignbarhet - over nivåene der det ble observert negativ effekt på skjellenes energibudsjett (2 mg /kg tørrvekt) og fødeopptakshastigheten (3-4 mg/kg t.v.). Derimot indikerer estimatet av TBT-konsentrasjonene i vann at man kan forvente skade på kjønnsorganene og delvis sterilitet hos hunner av stor strandsnegl (Bauer et al. 1995).

Etter restriksjoner i mange land mot bruk av TBT-holdig maling på mindre båter er det blitt en bedring, men fremdeles er TBT et betydelig problem. I Norge ble forbud mot bruk på båter mindre enn 25 m innført i 1989. Til tross for dette er det påvist imposexsymptomer hos purpurnegl langs hele kysten (Berge et al. 1997). (Purpurnegl foretrekker åpen kyst og kan ikke forventes å opptre i indre Sandefjordsfjorden).

Forutsatt at det ikke fremdeles foregår ulovlig bruk, skulle nåværende kilder begrense seg til utlekking fra større båter, avskraping og påføring av TBT-holdig maling på verft og verksteder, samt utlekking fra deponier inneholdende malingsavfall og fra forurensede sedimenter. Resultatene fra indre Sandefjordsfjorden aktualiserer at lokale forurensningsmyndigheter i samarbeid med næringslivet søker å oppspore og begrense landbaserte tilførsler, dvs. at det bl.a føres kontroll med alle former for håndtering av TBT-holdig materiale (maling, impregneringsmidler, avfall, mudringsmasser). De høye konsentrasjonene i sediment på grunt vann (Bakke 1998) vil være en kilde til forurensning av overflatevann ved den oppvirvling som manøvrering av større båter jevnlig vil forårsake. Forholdet understreker betydningen av forsiktighet ved mudring.

Også dibutyltinn, monobutyltinn og trifenylytinn er giftige forbindelser, men i mindre grad enn TBT og derfor av forholdsmessig underordnet betydning her. Spredning av nedbrytningsproduktene DBT og MBT må antas å reguleres sammen med TBT, mens bruken av TPhT i skipsmaling og som fungicid krever en egen kontroll.

Den sterke forurensningen med TBT i indre Sandefjordfjorden gjør at man ved oppfølgende studier bør utvide kunnskapene om tilstanden ved orienterende analyser av nivåene i fisk og krabbe.

4. Effekter på torsk

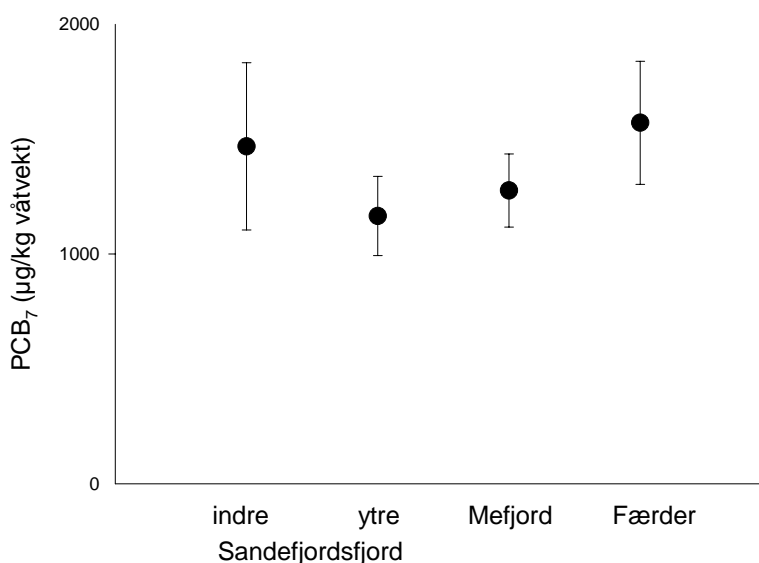
4.1 Klororganiske miljøgifter - individuelle torsk

Det var små forskjeller i den midlere konsentrasjonen av klororganiske miljøgifter i torsk samlet inn på de tre stasjonene (**Tabell 7, Figur 2**). Det var stor variasjon mellom verdier for enkelte fisk både i fett-innhold og konsentrasjon av miljøgifter. Fett-innhold varierte fra omkring 5 til over 60%, mens konsentrasjoner av miljøgifter varierte over en til to størrelsesordener innen en stasjon.

Tabell 7. Konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter og andel fett i lever av torsk fra Sandefjordsområdet, samlet inn september-oktober 1997, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Median (minste verdi, høyeste verdi) for 8 torsk..

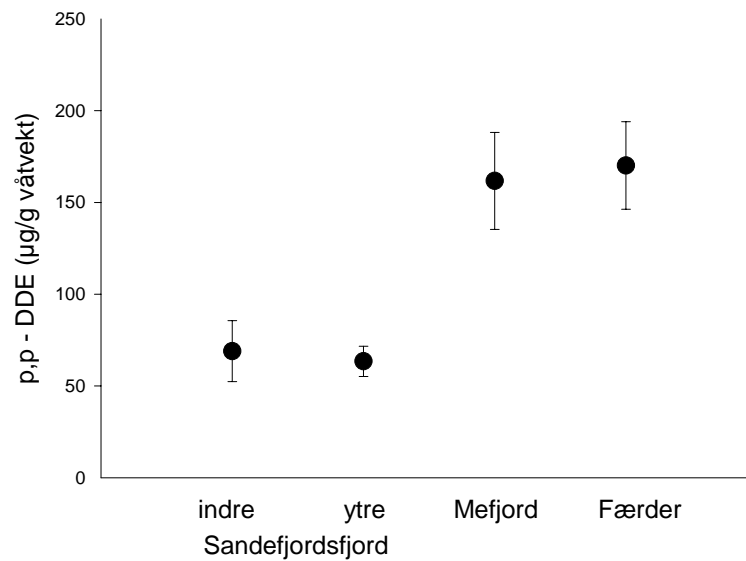
stasjon	HCB	γ -HCH	PCB 153	PCB 209	fett (%)
Indre Sandefjordsfjord	3,0 (1,6-5,5)	22,2 (2,4-38,9)	438 (153-2030)	2,1 (1,2-4,7)	38,4 (19,4-61,4)
Ytre Sandefjordsfjord	3,5 (2,6-5,6)	23,8 (16,5-39,0)	463 (196-779)	2,0 (1,0-5,1)	45,4 (34,5-55,4)
Mefjorden	3,1 (1,4-4,6)	16,3 (2,00-28,7)	503 (175-820)	3,1 (2,0-12)	38,5 (4,87-54,8)

Det er uklart hvorfor det var såpass store forskjeller mellom konsentrasjonene funnet ved analyser av enkeltfisk og konsentrasjonene funnet ved analyser av blandprøver (se ovenfor). For enkeltfisk synes det ikke å være betydelige forskjeller mellom nivåer funnet i torsk fra Sandefjordsfjorden og nivåer i torsk fra Færder. Det er imidlertid viktig å merke seg at torsken fra Færder var større enn torsken som ble innsamlet i Sandefjordsområdet.



Figur 2. Konsentrasjoner av Σ PCB₇ i lever til torsk innsamlet på ulike stasjoner, gjennomsnitt med standard feil, n=8 for Sandefjordsfjorden og Mefjord, n=25 for Færder. Data for Færder er fra 1996.

Det var høyere konsentrasjoner av en biologisk aktiv metabolitt av DDT, nemlig p,p-DDE, i lever til torsk samlet inn i Mefjorden enn i torsk fra Sandefjordsfjorden (**Figur 3**). Konsentrasjonen i torsk fra Færder var på samme nivå som i torsk fra Mefjorden, men det er igjen viktig å merke seg at fisken fra Færder var større enn fisken fra Sandefjordsfjorden.

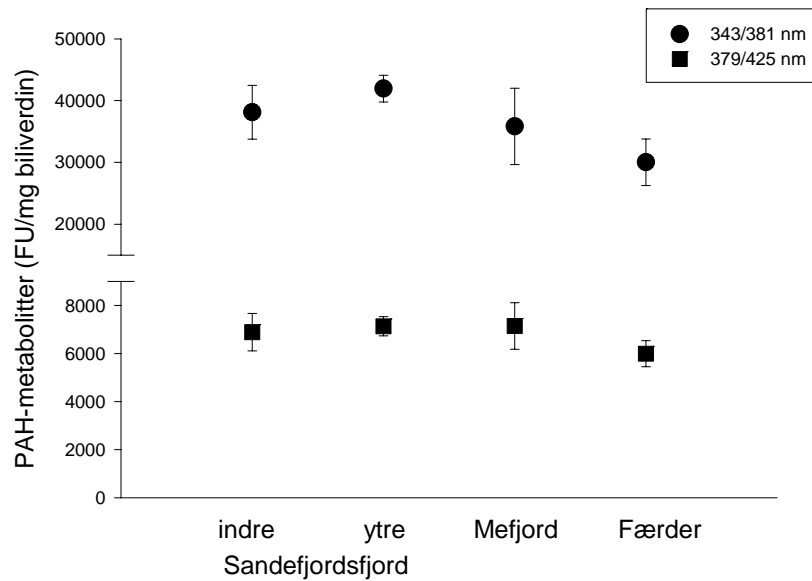


Figur 3. Konsentrasjoner av p,p-DDE i lever til torsk innsamlet på ulike stasjoner, gjennomsnitt med standard feil, n=8 for Sandefjordsfjorden og Mefjorden, n=25 for Færder. Konsentrasjonen av p,p-DDE var signifikant høyere i torsk fra Mefjorden (og Færder) enn i torsk fra Sandefjordsfjorden ($p < 0.01$). Data for Færder gjelder fisk fra 1996.

4.2 PAH-metabolitter i galle

Det var bare små forskjeller i mengden PAH-metabolitter i gallen til torsk innsamlet i de ulike områdene. Det var lavest konsentrasjoner av begge de målte metabolittene i torsk fra Færder, men forskjellene var ikke signifikante (**Figur 4**).

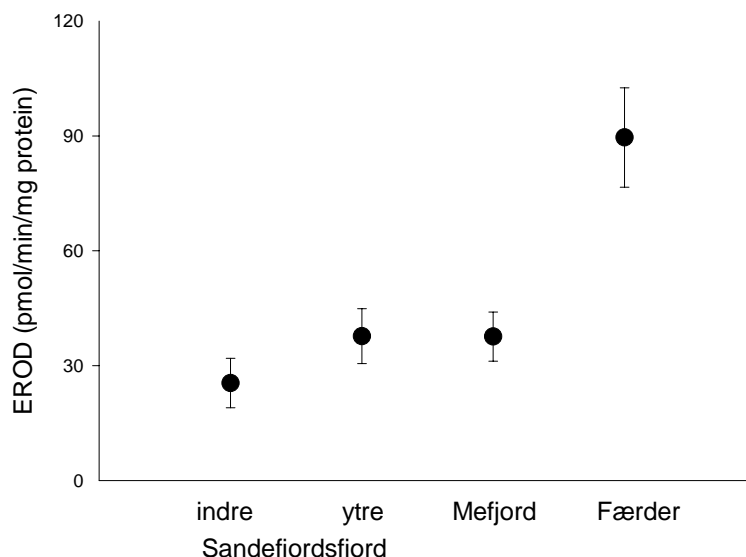
Mengden metabolitter er både et resultat av eksponering og opptak, men også av omsetning. Både pyren og benzo[a]pyren vil i hovedsak omdannes via cytokrom P4501A. Som det vil framgå nedenfor var det lavere aktivitet i leveren til torsk fra Sandefjordsfjorden og Mefjorden enn i torsk fra Færder. Det er ikke kjent i hvor stor grad omsetningen av PAH er begrenset av enzymaktiviteten, men redusert omsetningseffektivitet er en mulig forklaring for de lave konsentrasjonene i fisk fra områder der en ville forvente PAH-belastning.



Figur 4. Konsentrasjoner av fluorescerende PAH-metabolitter i galle til torsk innsamlet i de angitte områdene. Resultatene er presentert som gjennomsnitt med standardfeil, n=10.

4.3 Cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i torskelever

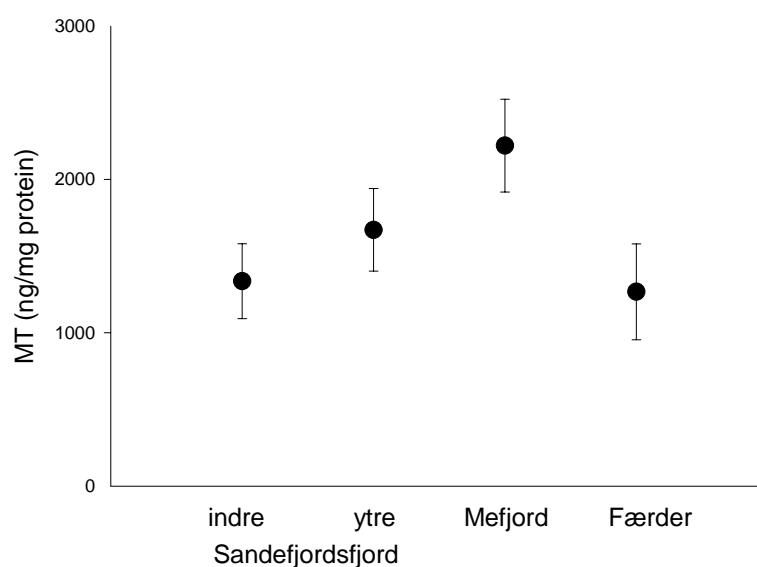
Det var ingen forskjeller i cytokrom P4501A aktivitet i lever hos torsk samlet inn på tre stasjoner i Sandefjordsområdet, men aktiviteten var signifikant høyere i torsk fra Færder (**Figur 5**). Aktiviteten av enzymet cytokrom P4501A vil både kunne økes og minskes ved belastning med miljøgifter. I de fleste tilfeller vil aktiviteten øke hos fisk i miljøgiftbelastede kystområder på grunn av forhøyde nivåer av PAH-er og av dioksiner eller dioksin-lignende klorerte miljøgifter. Det er imidlertid kjent at andre miljøgifter, særlig TBT og ikke-plane PCB, vil hemme aktiviteten av enzymet. Sammen med resultatene for miljøgiftkonsentrasjoner i organismer (se ovenfor) tyder resultatet på at dette enzym-systemet er hemmet hos fisk i Sandefjordsområdet. Som nevnt ovenfor er torsken fra Færder større enn torsken fra Sandefjord, men alder har i seg selv ikke vært funnet å ha effekt på aktiviteten av cytokrom P4501A hos fisk. En annen årsak til at alder og/eller størrelse sannsynligvis ikke er årsaken til de observerte forskjellene er at torsken ble innsamlet på en årstid der forskjellene mellom kjønnsmoden og ikke-moden fisk er små.



Figur 5. Cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i lever til torsk innsamlet i de angitte områdene. Resultatene er presentert som gjennomsnitt med standardfeil, n=10.

4.4 Metallotionin i torskelever

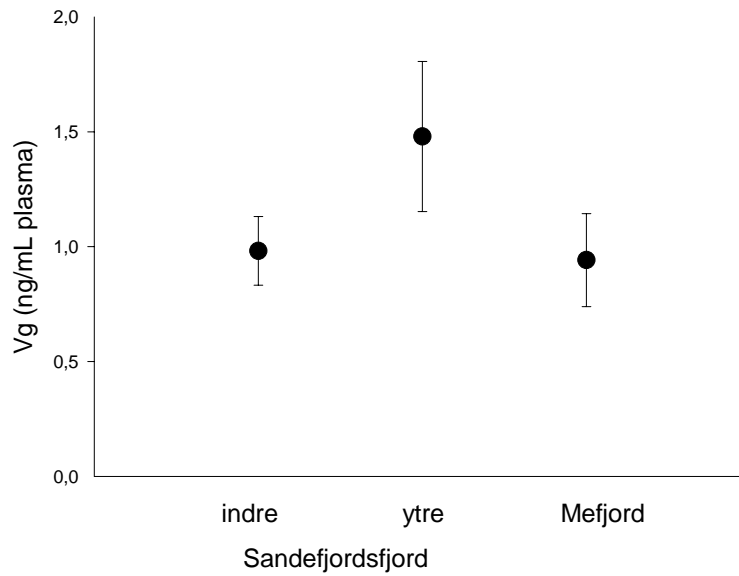
Det var ikke signifikante forskjeller mellom områdene i metallotionin-konsentrasjonen i torskelever (**Figur 6**). Det var imidlertid noe forhøyde verdier i torsk innsamlet i Mefjorden sammenlignet med de andre områdene. Metallotionin-konsentrasjonen i lever til fisk vil øke ved belastning med metallene Cu, Zn eller Cd. Resultatene tyder på at det ikke er vesentlig belastning med disse metallene for torsk i det undersøkte området. Metallotionin kan også øke ved tilstedeværelsen av miljøgifter eller pesticider som gir økt dannelse av frie radikaler. Denne typen respons er best beskrevet hos pattedyr, men har også vært sett hos fisk (Kling, pers. kommentar). En slik belastning kan være årsaken til de forhøyde verdiene av metallotionin i torsk fra Mefjorden sammenlignet med de andre områdene. Resultatene for blåskjell indikerer at det er en tilførsel av Cu (og muligens Zn) i indre Sandefjordsfjord. Denne tilførselen ga ingen påviselig effekt på torsk i området.



Figur 6. Konsentrasjoner av metallotionin i lever til torsk innsamlet i de angitte områdene. Resultatene er presentert som gjennomsnitt med standardfeil, n=10.

4.5 Vitellogenin i plasma

Det var ingen forskjeller mellom de tre undersøkte områdene med hensyn til konsentrasjonene av vitellogenin i plasma til torsk (**Figur 7**). Resultatene tyder på at det ikke er vesentlig belastning med miljø-østrogen i området.



Figur 7. Konsentrasjoner av vitellogenin i plasma til torsk innsamlet i de angitte områdene. Resultatene er presentert som gjennomsnitt med standardfeil, n=15.

5. Litteraturhenvisninger

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19:603-608.
- Ahlborg, U.G., H. Håkanson, F. Wärn og A. Hanberg, 1988. Nordisk dioxinrisikbedømming. Miljørapport 1988:7 (NORD 1988:49) fra Nordisk Ministerråd, København. 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.
- Ariese, F., Kok, S.J., Verkaik, M., Gooijer, C., Velthorst, N.H. and Hofstraat, J.W. (1993) Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: a rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquat.Toxicol* 26:273-286.
- Bakke, T., 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden 1997-1998. Delrapport 2 Miljøgifter i sedimenter. Rapport 744/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking (TA 1585), NIVA-rapport 3933-98.
- Barland, K., H. Berg og G.S. Eriksen, 1996. Tungmetaller i skalldyr. SNT-rapport 9, 1996. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo. 24 s. + vedlegg.
- Bauer, B., P. Fiorini, I. Imke, S. Lie, J. Oehlmann, E. Stroben og B. Watermann, 1995. TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: a possible indicator of tributyltin pollution. *Hydrobiologia* 309:15-27.
- Berg, V., G.S. Eriksen og P. E. Iversen, 1997. Forslag til strategi for kartlegging av miljøgifter i marine organismer i norske havner og fjorder. SNT-rapport 10, 1997. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo, 25 s.
- Berge, J.A., E. M. Brevik, A. Godal og L. Berglind, 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Miljøgifter i organismer 1994. Rapport 651/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3443-96, 146 s.
- Berge, J.A., L. Berglind, E. M. Brevik, N. Følsvik, N. Green, J. Knutzen, R. Konieczny og M. Walday, 1997. Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. A summary report. Rapport 693/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3656-97, 36 s.
- 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 and high-protein foods, oil, and fats by gas chromatography. *J. AOAC* 58:725-733.
- Hallbäck, H., 1987. Preliminary results from dioxin investigations of some crustaceans along the Swedish west coast. *ICES, C:M: 1987/E:14*. Manuskript, 4 s. pluss tabeller og figurer.

- Hanberg, A., F. Wärn, L. Asplund, E. Haglund og S. 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.
- Hylland, K. (1998) Biological effects of contaminants: quantification of metallothionein in fish. *Tech.mar.enviro.Sci.* (Under trykking)
- Hylland, K. and Haux, C. (1997) Effects of environmental oestrogens on marine fish species. *Trends analyt.Chem.* 16: 606-612.
- IARC (International Agency for Research on Cancer), 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monograph volumes 1 to 42, Supplement 7. Lyon, 440 s.
- JORDFORSK, 1990. Kartlegging og utlekking fra deponi ved Vera fabrikker i Sandefjord kommune. Rapport 71.0706-002, okt. 1990, 45 s. (Prosjektkoordinator: P.D. Jenssen).
- 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 Haakonsvern 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., L. Berglind og E. Brevik, 1995. Sonderende undersøkelse 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., A. 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., K. Næs, L. Berglind, A. Biseth, E. M. Brevik, N. Følsvik og M. Schlabach, 1998a. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. Rapport 729/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3833-98, 181 s.
- Knutzen, J., A. Biseth, E. M. Brevik, E. Egaas, N.W. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1998b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1996. Rapport 730/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3834-98, 150 s.
- Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1994. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter fra Sandefjordsfjorden. Rapport 586/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 3180, 48 s.
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L. and Randall, R.J. (1951) Protein measurement with the folin phenol reagent. *J.biol.Chem.* 193: 265-275.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. Rapport TA-1467/1997 fra Statens Forurensningstilsyn (SFT), 36 s.

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.

Page, O.S. og J. Widdows, 1991. Temporal and spatial variations in levels of alkyltins in mussels: A toxicological interpretation of field data. *Mar Environ. Res.* 32:113-129.

Schlabach, M. og T. Skotvold, 1997. Undersøkelse av PCDD/PCDF i fisk fra Sørvaranger. Oppfølgingsundersøkelser 1997. NILU-rapport OR 65/97, 57 s.

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 og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphthalenes in cod liver samples from Norway. S. 489-492 i P. Adriaens et al. (red.). *DIOXIN`95. Organohalogen Compounds Vol. 24.*

Schaanning, M. og P. D. Jenssen, 1992. Akkumulering av tungmetaller og PCB i innburete blåskjell (*Mytilus edulis*) ved deponi på Vera i Sandefjord. JORDFORSK-rapport 7.0706-02/4 (Prosjektnr. 1019), 30 s.

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. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo. 28 s. pluss vedlegg.

Stagg, R.M. and Addison, R.F. (1995) An inter-laboratory comparison of measurements of ethoxyresorufin *O*-deethylase activity in dab (*Limanda limanda*) liver. *Mar. environ. Res.* 40: 93-108.

Stange, K., A. Maage og J. Klungsøyr., 1996. Contaminants in fish and sediments in the North Atlantic Ocean. *TemaNord* 1996:522. Nordisk Ministerråd, København. 79 s.

**Vedlegg A. Rådata for NILU-analyser av
PCDD/PCDF, non-orto PCB og PCN**

Norsk institutt for luftforskning
Norwegian Institute for Air Research



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

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	522/198
Sak nr.:	97015-2
Mottatt:	4.3

Deres ref./Your ref.:
J.nr. 186/98
S.nr. O-97015-2

Vår ref./Our ref.:
AaB/MAa/O-98030

Kjeller,
3. mars 1998

Analyser av PCDF/PCDD, non-orto PCB og fettbestemmelse i biologiske prøver fra Sandefjordområdet 1997

Vi viser til bestilling av 23.01.98 og oversender analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport nr. O-456 og 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 for 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.

Resultatene er korrigerte for gjenvinning.

Med hilsen

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Kjemisk analyse

Ause Biseth
Ause Biseth
Ingeniør

Vedlegg: Målerapport O-456 og fettbestemmelse

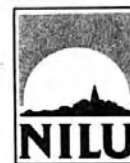
Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

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
Fiolveggen 15
N-9001 TROMSØ, Norway
Telephone: +47 77 60 69 70
Telefax : +47 77 60 69 71

Bank: 5102.05.19030
Foreraksnr./Enterprise No. 941705561

Norsk institutt for luftforskning
Norwegian Institute for Air Research



NOTAT

Til : Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Fra: Aase Biseth
Dato : Kjeller, 13. februar 1998
Deres ref. : JOK/23.1.98, J.nr. 186/98, s.nr. O-97015-2, SAFORG
Vår ref. : IBr/MAa/O-98030

SAK: Fettbestemmelse i biologiske prøver

NILUs nr.	NIVAs prosjektnr.	Materiale	Kundens merking	% ekstraherbart fett
98/117	O-97015-2	Torskelever	Ytre Sandefj.fj. 1997	31,68
98/118	"	"	Indre Sandefj.fj. 1997	24,76
98/119	"	"	Mefjorden	23,39
98/120	"	Krabbe-skallinmat	Indre Sandefjord-fjord, okt. 97	10,76
98/121	"	Krabbe-skallinmat	Mefjorden, okt. 97	9,04
98/122	"	Blåskjell	Kasteløymstad 28.08.97	1,45
98/123	"	Blåskjell	Stubbetotun 27.08.97	1,06
98/124	"	Skrubbefilét	Indre Sandefjord-fjord 1997	0,35
98/125	"	Skrubbefilét	Mefjorden 1997	0,42

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



Akkreditert etter EN 45001

Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, N-2007 Kjeller

Målerapport nr. O-456

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

Prosjekt nr.: O-98030

Prøvetaking:

Sted: Sandefjordsområdet
Ansvar: Oppdragsgiver
Kommentar:

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens merking	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
98/117	Ytre Sandefj.fj. 1997	Torskelever	26.01.98	28.01.-27.02.98
98/118	Indre Sandefj.fj. 1997	"	"	"
97/119	Mefjorden	"	"	"
97/120	Indre Sandefjord-fjord, okt. 97	Krabbe-skallinnmat	"	"
97/121	Mefjorden, okt. 97	"	"	"
97/122	Kastet/Ormstad 28.08.97	Blåskjell	"	"
97/123	Stubb7Jotun 27.08.97	"	"	"
97/124	Indre Sandefjord-fjord 1997	Skrubbefilet	"	"
97/125	Mefjorden 1997	"	"	"

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:

Godkjenning: Kjeller, 3. mars 1998

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Kjemisk analyse



PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/118
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvermerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Indre Sandefjordsfjorden 1997
 Prøvetype: Torsk, lever
 Prøvemengde: 4 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF458131

Kjeller, 27.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,31	72		2,31
SUM TCDD	2,31			
12378-PeCDD	0,56	83		0,28
SUM PeCDD	0,56			
123478-HxCDD	0,20 (i)	91		0,02
123678-HxCDD	2,75 (i)	100		0,28
123789-HxCDD	0,92			0,09
SUM HxCDD	3,87			
1234678-HpCDD	1,47 (i)	92		0,01
SUM HpCDD	1,47			
OCDD	2,08	89		0,00
SUM PCDD	10,3			2,99
2378-TCDF	16,0	72		1,60
SUM TCDF	20,4			
12378/12348-PeCDF	5,35		0,05	0,27
23478-PeCDF	2,34	92		1,17
SUM PeCDF	11,1			
123478/123479-HxCDF	4,33	89		0,43
123678-HxCDF	3,28	90		0,33
123789-HxCDF	0,49			0,05
234678-HxCDF	2,51	85		0,25
SUM HxCDF	14,9			
1234678-HpCDF	2,12	87		0,02
1234789-HpCDF	0,80			0,01
SUM HpCDF	2,92			
OCDF	0,91	95		0,00
SUM PCDF	50,2		3,92	4,13
SUM PCDD/PCDF	60,5		6,91	7,12

TE (nordisk): 2378-TCDD-loksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-loksitetsekvivalent 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



Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/117
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenes prøvermerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Ytre Sandefjordsfjorden 1997
 Prøvetype: Torsk, lever
 Prøvemengde: 5 g (våtvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF458121

Kjeller, 24.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,85	65		0,85
SUM TCDD	0,85			
12378-PeCDD	0,36	91		0,18
SUM PeCDD	0,36			
123478-HxCDD	0,17	97		0,02
123678-HxCDD	1,13	107		0,11
123789-HxCDD	0,78			0,08
SUM HxCDD	2,08			
1234678-HpCDD	0,78 (i)	94		0,01
SUM HpCDD	0,78			
OCDD	1,98	88		0,00
SUM PCDD	6,05			1,25
2378-TCDF	14,0	77		1,40
SUM TCDF	19,7			
12378/12348-PeCDF	3,83		0,04	0,19
23478-PeCDF	1,81	100		0,91
SUM PeCDF	9,81			
123478/123479-HxCDF	2,47	103		0,25
123678-HxCDF	1,75	104		0,18
123789-HxCDF	0,56			0,06
234678-HxCDF	1,89	95		0,19
SUM HxCDF	7,21			
1234678-HpCDF	1,66 (i)	96		0,02
1234789-HpCDF	0,63			0,01
SUM HpCDF	2,29			
OCDF	0,72	93		0,00
SUM PCDF	39,7		3,03	3,19
SUM PCDD/PCDF	45,8		4,28	4,43

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-456
 NILU-Prøvenummer: 98/117
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Ytre Sandefjordsfjorden 1997
 Prøvetype: Torsk, lever
 Prøvemengde: 5 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF458121

Kjeller, 24.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	3 125	86	1,56	31,2
344'5'-TeCB(PCB-81)	52,0			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	804	86	80,4	80,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	124	105	1,24	6,22
SUM TE-PCB			83,2	118

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.



PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/119
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Mefjorden 1997
 Prøvetype: Torsk, lever
 Prøvemengde: 4 g (våtvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF458141

Kjeller, 27.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,82 (i)	64		0,82
SUM TCDD	0,82			
12378-PeCDD	0,41	78		0,21
SUM PeCDD	0,41			
123478-HxCDD	0,23	84		0,02
123678-HxCDD	1,00	92		0,10
123789-HxCDD	0,69			0,07
SUM HxCDD	1,11			
1234678-HpCDD	1,13	91		0,01
SUM HpCDD	1,13			
OCDD	2,18	92		0,00
SUM PCDD	5,65			1,23
2378-TCDF	10,1	74		1,01
SUM TCDF	12,5			
12378/12348-PeCDF	3,91		0,04	0,20
23478-PeCDF	1,79	86		0,90
SUM PeCDF	6,23			
123478/123479-HxCDF	3,14	91		0,31
123678-HxCDF	1,85	90		0,19
123789-HxCDF	0,42			0,04
234678-HxCDF	2,16	82		0,22
SUM HxCDF	6,07			
1234678-HpCDF	1,69 (i)	88		0,02
1234789-HpCDF	0,64			0,01
SUM HpCDF	2,33			
OCDF	0,47 (i)	96		0,00
SUM PCDF	27,6		2,72	2,88
SUM PCDD/PCDF	33,2		3,95	4,11

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitisekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitisekvivalent etter internasjonal modell
 <: 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**nonorto-PCB**

Kjeller, 27.02.98

Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/119
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Mefjorden 1997
 Prøvetype: Torsk, lever
 Prøvemengde: 4 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF458141

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2 364	79	1,18	23,6
344'5'-TeCB(PCB-81)	50,6			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	723	82	72,3	72,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	120	87	1,20	5,98
SUM TE-PCB			74,7	102

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-456
 NILU-Prøvenummer: 98/124B
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenens prøvermerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Indre Sandefjordsfjorden
 Prøvetype: Skrubbe, filet
 Prøvemengde: 25 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF470041

Kjeller, 27.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	< 0,04	44		0,04
SUM TCDD				
12378-PeCDD	< 0,04	50		0,02
SUM PeCDD				
123478-HxCDD	< 0,08	48		0,01
123678-HxCDD	< 0,08	46		0,01
123789-HxCDD	< 0,08			0,01
SUM HxCDD				
1234678-HpCDD	< 0,16	52		0,00
SUM HpCDD				
OCDD	< 0,40	46		0,00
SUM PCDD				0,09
2378-TCDF	0,15	45		0,02
SUM TCDF	0,15			
12378/12348-PeCDF	< 0,04		0,00	0,00
23478-PeCDF	0,08	48		0,04
SUM PeCDF	0,08			
123478/123479-HxCDF	< 0,08	45		0,01
123678-HxCDF	< 0,08	46		0,01
123789-HxCDF	< 0,08			0,01
234678-HxCDF	< 0,08	48		0,01
SUM HxCDF				
1234678-HpCDF	< 0,16 (i)	49		0,00
1234789-HpCDF	< 0,30			0,00
SUM HpCDF				
OCDF	< 0,40	49		0,00
SUM PCDF			0,09	0,09
SUM PCDD/PCDF			0,18	0,18

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

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

<: 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

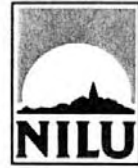


Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/125
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Mefjorden 1997
 Prøvetype: Skrubbefilet
 Prøvemengde: 25 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF457071

Kjeller, 24.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,02 (i)	75		0,02
SUM TCDD	0,02			
12378-PeCDD	0,02 (i)	87		0,01
SUM PeCDD	0,02			
123478-HxCDD	< 0,04	88		0,00
123678-HxCDD	0,02 (i)	88		0,00
123789-HxCDD	< 0,04 (i)			0,00
SUM HxCDD	0,02			
1234678-HpCDD	0,04 (i)	90		0,00
SUM HpCDD	0,04			
OCDD	0,17	87		0,00
SUM PCDD	0,27			0,04
2378-TCDF	0,15 (i)	77		0,02
SUM TCDF	0,15			
12378/12348-PeCDF	0,04 (i)		0,00	0,00
23478-PeCDF	0,07	81		0,04
SUM PeCDF	0,11			
123478/123479-HxCDF	0,05 (i)	82		0,01
123678-HxCDF	0,04 (i)	85		0,00
123789-HxCDF	0,04			0,00
234678-HxCDF	0,07	84		0,01
SUM HxCDF	0,20			
1234678-HpCDF	0,05	85		0,00
1234789-HpCDF	0,05			0,00
SUM HpCDF	0,10			
OCDF	0,08	87		0,00
SUM PCDF	0,64		0,07	0,07
SUM PCDD/PCDF	0,91		0,11	0,11

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetssekivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetssekivalent 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, 24.02.98

Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/125
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenes prøvemerkning: O-97015. 2.SAFORG.
 : Mefjorden 1997
 Prøvetype: Skrubbefilet
 Prøvemengde: 25 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF457071

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	34,9	74	0,02	0,35
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,87			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,07	81	0,21	0,21
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,28	82	0,00	0,01
SUM TE-PCB			0,23	0,57

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-456
 NILU-Prøvenummer: 98/120
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundenens prøvermerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Indre Sandefjordsfjorden okt.97
 Prøvetype: Krabbe, skallinnmat
 Prøvemengde: 16 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF457081

Kjeller, 24.02.98

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning %	TE (nordisk) pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	0,73	74		0,73
SUM TCDD	7,13			
12378-PeCDD	2,96	89		1,48
SUM PeCDD	20,8			
123478-HxCDD	1,86	90		0,19
123678-HxCDD	3,47	81		0,35
123789-HxCDD	1,77			0,18
SUM HxCDD	22,2			
1234678-HpCDD	2,43	95		0,02
SUM HpCDD	6,68			
OCDD	2,41	94		0,00
SUM PCDD	59,2			2,95
2378-TCDF	14,2	90		1,42
SUM TCDF	74,5			
12378/12348-PeCDF	7,46		0,07	0,37
23478-PeCDF	12,0	78		6,00
SUM PeCDF	81,2			
123478/123479-HxCDF	9,30	87		0,93
123678-HxCDF	2,82	81		0,28
123789-HxCDF	0,13			0,01
234678-HxCDF	4,72	84		0,47
SUM HxCDF	39,1			
1234678-HpCDF	8,04	92		0,08
1234789-HpCDF	0,11			0,00
SUM HpCDF	9,76			
OCDF	0,41	95		0,00
SUM PCDF	205		9,28	9,58
SUM PCDD/PCDF	264		12,2	12,5

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater**nonorto-PCB**

Kjeller, 24.02.98

Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/120
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerkning: O-97015. 2.SAFORG.
 : Indre Sandefjordsfjorden okt.97
 Prøvetype: Krabbe, skallinnmat
 Prøvemengde: 16 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF457081

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	555	82	0,28	5,55
344'5'-TeCB(PCB-81)	16,3			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	84,1	96	8,41	8,41
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	26,9	84	0,27	1,34
SUM TE-PCB			8,95	15,3

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

TE (Safe): 2376-TCDD-toksitisekvivalent 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

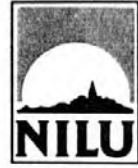


Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/121B
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Mefjorden okt. 97
 Prøvetype: Krabbe, skallinnmat
 Prøvemengde: 16 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF467011

Kjeller, 27.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,76	60		0,76
SUM TCDD	4,21			
12378-PeCDD	1,88	64		0,94
SUM PeCDD	10,7			
123478-HxCDD	1,25 (i)	63		0,13
123678-HxCDD	2,29	62		0,23
123789-HxCDD	0,97			0,10
SUM HxCDD	12,6			
1234678-HpCDD	2,06	71		0,02
SUM HpCDD	5,02			
OCDD	2,02	65		0,00
SUM PCDD	34,5			2,17
2378-TCDF	11,7	65		1,17
SUM TCDF	57,5			
12378/12348-PeCDF	3,69		0,04	0,18
23478-PeCDF	6,69	61		3,35
SUM PeCDF	42,9			
123478/123479-HxCDF	2,98	61		0,30
123678-HxCDF	1,16	62		0,12
123789-HxCDF	< 0,08			0,01
234678-HxCDF	2,69	62		0,27
SUM HxCDF	22,1			
1234678-HpCDF	3,01 (i)	64		0,03
1234789-HpCDF	< 0,30			0,00
SUM HpCDF	3,51			
OCDF	< 0,40	63		0,00
SUM PCDF	126		5,27	5,42
SUM PCDD/PCDF	161		7,45	7,60

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitisekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitisekvivalent 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-456
 NILU-Prøvenummer: 98/121B
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Mefjorden okt. 97
 Prøvetype: Krabbe, skallinnmat
 Prøvemengde: 16 g (våtvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF467011

Kjeller, 27.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	713	57	0,36	7,13
344'5'-TeCB(PCB-81)	22,2			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	88,2	51	8,82	8,82
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	21,4	52	0,21	1,07
SUM TE-PCB			9,39	17,0

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

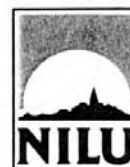


Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/122
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerkning: O-97015, 2, SAFORG.
 : Gokstadholmen
 : kastet / Ormstad 28.08.97
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF457021

Kjeller, 24.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,03 (i)	82		0,03
SUM TCDD	0,66			
12378-PeCDD	0,05	87		0,03
SUM PeCDD	0,13			
123478-HxCDD	0,03 (i)	88		0,00
123678-HxCDD	0,04	89		0,00
123789-HxCDD	0,02 (i)			0,00
SUM HxCDD	0,09			
1234678-HpCDD	0,13	92		0,00
SUM HpCDD	0,18			
OCDD	0,55	92		0,00
SUM PCDD	1,61			0,07
2378-TCDF	0,68	82		0,07
SUM TCDF	5,93			
12378/12348-PeCDF	0,15 (i)		0,00	0,01
23478-PeCDF	0,14	81		0,07
SUM PeCDF	0,60			
123478/123479-HxCDF	0,04	85		0,00
123678-HxCDF	0,05	84		0,01
123789-HxCDF	0,07 (i)			0,01
234678-HxCDF	0,06 (i)	88		0,01
SUM HxCDF	0,22			
1234678-HpCDF	0,09	94		0,00
1234789-HpCDF	0,03 (i)			0,00
SUM HpCDF	0,12			
OCDF	0,12	91		0,00
SUM PCDF	6,99		0,16	0,17
SUM PCDD/PCDF	8,60		0,23	0,23

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter internasjonal modell
 <: 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**nonorto-PCB**

Kjeller, 24.02.98

Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/122
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerkning: O-97015. 2.SAFORG.
 : Kastet / Ormstad 28.08.97
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF457021

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	95,0	84	0,05	0,95
344'5'-TeCB(PCB-81)	2,13			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	6,17	88	0,62	0,62
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,78	(i) 84	0,01	0,04
SUM TE-PCB			0,67	1,61

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

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitosekvivalent 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-456
 NILU-Prøvenummer: 98/123
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvermerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : ~~Stubb~~ Jotun 27.08.97
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g (våtvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF457031

Kjeller, 24.02.98

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,07	76		0,07
SUM TCDD	3,74			
12378-PeCDD	0,07	86		0,04
SUM PeCDD	1,89			
123478-HxCDD	0,04 (i)	92		0,00
123678-HxCDD	0,08	90		0,01
123789-HxCDD	0,05 (i)			0,01
SUM HxCDD	0,73			
1234678-HpCDD	0,46	119		0,00
SUM HpCDD	0,97			
OCDD	2,28	107		0,00
SUM PCDD	9,61			0,13
2378-TCDF	1,62	82		0,16
SUM TCDF	15,3			
12378/12348-PeCDF	0,23		0,00	0,01
23478-PeCDF	0,33	83		0,17
SUM PeCDF	2,67			
123478/123479-HxCDF	0,08 (i)	83		0,01
123678-HxCDF	0,06	84		0,01
123789-HxCDF	0,02			0,00
234678-HxCDF	0,07	94		0,01
SUM HxCDF	0,47			
1234678-HpCDF	0,17 (i)	113		0,00
1234789-HpCDF	0,04 (i)			0,00
SUM HpCDF	0,21			
OCDF	0,29	112		0,00
SUM PCDF	19,0		0,35	0,36
SUM PCDD/PCDF	28,6		0,48	0,49

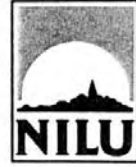
TE (nordisk): 2378-TCDD-loksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-loksitetsekvivalent 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**

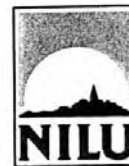
Kjeller, 24.02.98

Vedlegg til målerapport nr: O-456
 NILU-Prøvenummer: 98/123
 Kunde: NIVA / JOK
 Kundernes prøvemerking: O-97015. 2.SAFORG.
 : Stubb / Jotun 27.08.97
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g (våttvekt)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF457031

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	514	82	0,26	5,14
344'5'-TeCB(PCB-81)	11,5			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	15,5	85	1,55	1,55
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,91 (i)	82	0,01	0,05
SUM TE-PCB			1,81	6,74

TE (WHO): 2378-TCDD-loksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)
 TE (Safe): 2378-TCDD-loksitetsekvivalent etter Safe (1984)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

Norsk institutt for luftforskning
Norwegian Institute for Air Research



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

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	585 198
Sak nr.:	97015-2
Mottatt:	11 3

Deres ref./Your ref.:
J.nr. 186/98
, S.nr. O-97015-2

Vår ref./Our ref.:
AaB/Maa/O-98030

Kjeller,
10. mars 1998

Analyse av fire biologiske prøver fra Sandefjordområdet med hensyn på PCN

Vi viser til bestilling av 23.01.98 samt vår telefax ac 6.3.98 og oversender analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport nr. O-459 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 korrigerte for gjenvinning.

Med hilsen

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

Aase Biseth
Aase Biseth
Ingeniør

Vedlegg: Målerapport O-459 og 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
Føretaksnr./Enterprise No. 941705561

Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, N-2007 Kjeller



Målerapport nr. O-459

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

Prosjekt nr.: O-98030

Prøvetaking:

Sted: Sandefjordsområdet
Ansvar: Oppdragsgiver
Kommentar:

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens merking	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
98/118	Indre Sandefj.	Torskelever	06.01.98	04.02.-06.03.98
97/119	Mefjorden	"	"	"
97/120	Indre Sandefjord- fjord	Krabbe/ skallinnmat	"	"
97/121	Mefjorden	"	"	"

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 $\pm 25\%$ og $\pm 50\%$
Kommentarer: PCN-analysene er ikke akkrediterte.

Godkjenning: Kjeller, 10. mars 1998

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

Vedlegg: 4 analyseresultater à 2 sider
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 10 sider

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-459
 NILU-Prøvenummer: 98/118
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundenes prøvemerkning: 0-97015-2 SAF ORG
 : Indre Sandefj.1997
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 1 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF461081

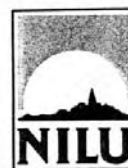
Kjeller, 09.03.98

Komponent	Konsentrasjon pg/g
1357-TeCN	141
1256-TeCN	3,21
2367-TeCN	1,28
Sum-TeCN	191
12357-PeCN	548
12367-PeCN	2,05
12358-PeCN	3,47
Sum-PeCN	810
123467-HxCN+123567-HxCN	125
123568-HxCN	32,6
124568-HxCN+124578-HxCN	65,3
123678-HxCN	1,66
Sum-HxCN	327
1234567-HpCN	6,53
1234568-HpCN	3,18
Sum-HpCN	9,70
Sum-TeCN - HpCN	1 338

Recovery: 71 - 85%

- <: 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-459
 NILU-Prøvenummer: 98/119
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundernes prøvemerking: 0-97015-2 SAF ORG
 : Mefjorden1997
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 4 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF481011

Kjeller, 09.03.98

Komponent	Konsentrasjon pg/g
1357-TeCN	115
1256-TeCN	6,83
2367-TeCN	0,56
Sum-TeCN	204
12357-PeCN	493
12367-PeCN	2,24
12358-PeCN	3,62
Sum-PeCN	756
123467-HxCN+123567-HxCN	133
123568-HxCN	34,4
124568-HxCN+124578-HxCN	68,2
123678-HxCN	< 0,13
Sum-HxCN	351
1234567-HpCN	5,77
1234568-HpCN	2,60
Sum-HpCN	8,37
Sum-TeCN - HpCN	1 320

Recovery: 78 - 106

- <: 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



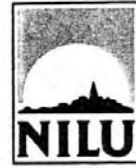
Vedlegg til målerapport nr: O-459
 NILU-Prøvenummer: 98/120
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundenes prøvemerkning: 0-97015-2 SAF ORG
 : Indre Sandefj. okt.97
 Prøvetype: Krabbe - skallinnmat
 Prøvemengde: 4 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF478011

Kjeller, 09.03.98

Komponent	Konsentrasjon pg/g
1357-TeCN	25,4
1256-TeCN	15,6
2367-TeCN	1,25
Sum-TeCN	145
12357-PeCN	92,1
12367-PeCN	8,52
12358-PeCN	6,54
Sum-PeCN	275
123467-HxCN+123567-HxCN	70,5
123568-HxCN	18,1
124568-HxCN+124578-HxCN	26,4
123678-HxCN	0,48
Sum-HxCN	163
1234567-HpCN	4,49
1234568-HpCN	1,12
Sum-HpCN	5,61
Sum-TeCN - HpCN	588

Recovery: 76 - 92 %

- <: 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-459
 NILU-Prøvenummer: 98/121
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundenes prøvemerking: 0-97015-2 SAF ORG
 : Mefjorden okt.97
 Prøvetype: Krabbe skallinnmat
 Prøvemengde: 4 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF477011

Kjeller, 09.03.98

Komponent	Konsentrasjon pg/g
1357-TeCN	27,3
1256-TeCN	11,9
2367-TeCN	1,04
Sum-TeCN	142
12357-PeCN	58,7
12367-PeCN	4,51
12358-PeCN	6,37
Sum-PeCN	190
123467-HxCN+123567-HxCN	29,0
123568-HxCN	4,13
124568-HxCN+124578-HxCN	6,78
123678-HxCN	0,40 (i)
Sum-HxCN	53,2
1234567-HpCN	1,06
1234568-HpCN	0,20 (i)
Sum-HpCN	1,26
Sum-TeCN - HpCN	386

Recovery: 67- 91 %

- <: 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 B. Rådata for analyser av øvrige klororganiske stoffer og metaller i fisk og krabber

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere.

Rapportert: 25/06-98

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

Rekvisisjonsnr : 1998-00110 Mottatt dato : 980119 Gokkjent av: KAS Gokkjent dato: 980625

Prosjektnr : O 970152

Kunde/Stikkord :

Kontaktp./Saksbeh. : JOK

Analysevariabel	Fett-%	Hg-B	OCB-B	HCB-B	HCHA-B	HCHG-B	CB28-B	CB52-B	OCS-B	CB101-B	DOEPP-B	CB118-B
Enhet =>	%	µg/g	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.
Metode =>	H 3-4	E 4-2	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4
PrNr PrDato Merking												
0011 I.Sandefj.-bland.torskelever	23.2		0.6	6.2	2.2	6.0	37.0	123	6.5	843	344	1293
002 Y.Sandefj.-bland.torskelever	31.2		<0.5	4.0	3.1	22.6	9.9	23.3	<0.5	75.0	111	220
003 Mefjorden -bland.torskelever	22.5		<0.5	2.0	2.0	13.7	7.0	13.6	<0.5	61.1	170	146
004 I.Sandefj.-bland.torskefilet	0.43		0.05	0.07	<0.05	0.08	0.2	0.6	0.05	5.7	3.0	12.8
005 Mefjorden -bland.torskefilet	0.46		<0.1	<0.05	<0.05	0.07	0.05	<0.05	<0.05	0.4	1.2	1.2
006I I.Sandefj.-bland.krabbeinnmat	9.6	0,086	2.7	2.3	0.9	9.4	1.0	1.1	<0.5	7.6	26.8	16.5
007 Y.Sandefj.-bland.krabbeinnmat	10.3		<0.5	1.7	1.2	6.7	1.0	1.0	<0.5	8.6	25.4	19.4
008 Mefjorden -bland.krabbeinnmat	10.5	0,062	0.6	2.0	1.5	7.1	1.0	0.6	<0.5	5.9	25.2	18.9
009 I.Sandefj.-bland.skrubbefilet	0.42		<0.1	<0.1	<0.1	0.6	0.1	0.5	<0.1	1.4	1.2	2.1
010 Mefjorden -bland.skrubbefilet	0.42		<0.1	<0.1	<0.1	0.5	0.1	0.3	<0.1	0.6	1.1	0.9

Fortsetter i bredde;

Analysevariabel	CB153-B	TOEPP-B	CB105-B	CB138-B	CB156-B	CB180-B	CB209-B	DOTPP-B	Sum PCB	Seven Dutch
Enhet =>	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.
Metode =>	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	H 3-4	Beregnet*	Beregnet*
PrNr PrDato Merking										
0011 I.Sandefj.-bland.torskelever	2257	117	582	2694	282	1142	0.7	712	9053.7	8189
002 Y.Sandefj.-bland.torskelever	579	59.0	96.0	381	41.7	182	2.9	185	1610.8	1470.2
003 Mefjorden -bland.torskelever	390	86.8	66.0	244	30.8	124	3.3	115	1085.8	985.7
004 I.Sandefj.-bland.torskefilet	32.5	0.7	6.1	23.5	3.0	11.0	<0.1		95.4	86.3
005 Mefjorden -bland.torskefilet	3.1	0.2	0.7	2.1	0.3	0.9	0.05		8.8	7.75
006I I.Sandefj.-bland.krabbeinnmat	49.8	2.8	6.4	36.4	3.7	10.0	1.5		134	122.4
007 Y.Sandefj.-bland.krabbeinnmat	49.0	1.6	7.5	34.9	3.8	9.6	0.8		135.6	123.5
008 Mefjorden -bland.krabbeinnmat	45.5	1.3	7.1	32.5	3.4	8.4	0.5		123.8	112.8
009 I.Sandefj.-bland.skrubbefilet	3.5	0.5	0.9	2.7	0.3	0.9	<0.1		12.4	11.2
010 Mefjorden -bland.skrubbefilet	1.8	0.5	0.4	1.3	0.1	0.5	<0.1		6	5.5

OBS !!! Metoder som er merket med **, er ikke akkreditert.

PrNr 001 +

PrNr 005 + Metallresultatene er oppgitt på våtvekt.

Rapportert: 26/03-98

ANALYSE RAPPORT Interne saksbehandlingere.

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

Rekvisisjonsnr : 1998-00539 Mottatt dato : 980318 Godkjent av: KAS Godkjent dato: 980325
 Prosjektnr : 0 970152
 Kunde/Stikkord : SAFORG
 Kontaktp./Saksbeh. : JOK

Analysevariabel	Hg-B
Enhet ==>	µg/g
Metode ==>	E 4-2
PrNr PrDato Merking	
001! I. Sandefjordsfj. Skrubbefilet	0,074
002 Mefjorden Skrubbefilet	0,033

PrNr 001 + Metallresultatene er oppgitt på våtvekt.

**Vedlegg C. Rådata for analyser av klororganiske
rutinevariable, tinnorganiske forbindelser og
metaller i blåskjell**



Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT

Side nr. 1/1



Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 1997-2445

03/06/98

O.nr. O 970152

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet er gitt i eget dokument):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Stubb blåskjell	970828	971110	971121-980130
2	Vera deponi blåskjell	970828	971110	971121-981121
3	Gokstadholm/Mefj. blåskjell	970828	971110	971121-980130
4	Helsøy blåskjell	970827	971110	971121-981121
5	Jotun blåskjell	970827	971110	971121-980130

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5
Tørrstoff	%	B 3	14,3	12,0	15,5	13,2	14,8
Fett	%	H 3-4	1,5	1,2	1,8	1,2	1,6
Kadmium	µg/g	E 2-2	0,153	0,132	0,097	0,200	0,140
Krom	µg/g	E 2-2	0,33	0,54	0,15	0,22	0,30
Kobber	µg/g	E 2-2	1,13	0,84	1,23	0,71	1,34
Kvikksølv	µg/g	E 4-2	0,035	0,031	0,011	0,015	0,057
Nikkel	µg/g	E 2-2	0,35	0,27	0,17	0,28	0,30
Bly	µg/g	E 2-2	1,59	0,81	0,19	0,30	5,52
Sink	µg/g	E 1	33,6	24,4	17,3	21,9	37,4
Penta-klorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Hexa-klorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Alfa-hexakl.cyclohex.	µg/kg v.v.	H 3-4	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1
Gamma-hexakl.cyclohex	µg/kg v.v.	H 3-4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.5
Polyklorertbifenyl 28	µg/kg v.v.	H 3-4	0.3	0.2	0.2	0.1	1.1
Polyklorertbifenyl 52	µg/kg v.v.	H 3-4	1.1	0.9	0.5	0.1	2.5
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Polyklorertbifenyl101	µg/kg v.v.	H 3-4	3.1	2.2	1.6	0.5	4.5
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	0.8	0.8	1.0	0.4	1.0
Polyklorertbifenyl118	µg/kg v.v.	H 3-4	2.4	1.9	1.1	0.5	4.3
Polyklorertbifenyl153	µg/kg v.v.	H 3-4	5.1	4.3	3.8	1.0	6.9
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	0.7	1.0	0.6	0.3	2.0
Polyklorertbifenyl105	µg/kg v.v.	H 3-4	1.0	0.9	0.4	0.2	2.0
Polyklorertbifenyl138	µg/kg v.v.	H 3-4	3.7	3.0	2.6	0.7	5.3
Polyklorertbifenyl156	µg/kg v.v.	H 3-4	0.3	0.3	0.2	<0.1	0.5
Polyklorertbifenyl180	µg/kg v.v.	H 3-4	0.4	0.5	0.3	<0.1	0.8
Polyklorertbifenyl209	µg/kg v.v.	H 3-4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet*	17.4	14.2	10.7	3.1	27.9
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet*	16.1	13	10.1	2.9	25.4
PAH i biol. matr.	µg/kg v.v.	H 2-4	u	u	u	u	u
Tributyltinn	µgSn/kg tv	Intern*	1820	1409	178	402	2375

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

1 Metallresultatene er oppgitt på våtvekt.

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 1997-2445

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Stubb blåskjell	970828	971110	971121-980130
2	Vera deponi blåskjell	970828	971110	971121-981121
3	Gokstadholm/Mefj. blåskjell	970828	971110	971121-980130
4	Helsøy blåskjell	970827	971110	971121-981121
5	Jotun blåskjell	970827	971110	971121-980130

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5
Dibutyltinn	µgSn/kg	tv Intern*	975	570	86	180	1956
Diphenyltinn	µgSn/kg	tv Intern*	<1	<1	<1	<1	<1
Monobutyltinn	µgSn/kg	tv Intern*	579	373	32	108	876
Monophenyltinn	µgSn/kg	tv Intern*	<1	<1	<1	<1	<1
Triphenyltinn	µgSn/kg	tv Intern*	259	159	57	65	569

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Kai Sørensen
Seksjonsleder

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

Vedlegg D. Rådata for analyser av PAH i blåskjell

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING P.O.Boks 173 Kjelsås, 0411 OSLO		TESTRAPPORT				
Navn/lokalitet	SAFORG					
Adresse	:					
Oppdragsnr.	970152					
Prøver mottatt	10.11.97					
Lab.kode	2445 1,3,5					
Jobb nr.	97/241					
Prøvetype	Blåskjell					
Kons. i	Ug/kg våtvekt					
Metode	H2-3					
Dato	21.1.98					
Analytiker	Brg					
1:	Stub					
2:	Gokstadholmen/Mefjorden					
3:	Jotun					
4:						
5:						
6:						
Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	<0.5	<0.5	<0.5			
2-M-Naf.	<0.5	<0.5	<0.5			
1-M-Naf.	<0.5	<0.5	<0.5			
Bifenyl	0.5	<0.5	0.7			
2,6-Dimetylnaftalen	<0.5	<0.5	<0.5			
Acenaftalen	<0.5	<0.5	0.8			
Acenaften	1.6	<0.5	1.7			
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.6	<0.5	<0.5			
Fluoren	0.9	<0.5	1			
Fenantren	4.1	2.1	5.1			
Antracen	0.7	0.5	1.4			
1-Metylfenantren	<0.5	<0.5	<0.5			
Fluoranten	31	8.1	39			
Pyren	14	4.6	25			
Benz(a)antracen*	5.2	0.8	10.8			
Chrysen/trifenylen	10.1	1.8	17.3			
Benzo(b,j,k)fluoranten*	5.9	1.4	14.2			
Benzo(e)pyren	4.8	0.6	11.2			
Benzo(a)pyren*	<0.5	<0.5	2			
Perylen	<0.5	<0.5	1.2			
Ind.(1,2,3cd)pyren*	1.5	<0.5	2.6			
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	<0.5	<0.5	0.5			
Benzo(ghi)perylene	1	<0.5	3.5			
SUM	81.9	19.9	138			
Derav KPAH(*)	12.6	2.2	30.1			
%KPAH	15.4	11.1	21.8			
%Tørrstoff	S e W i l a b					
<p>* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.</p> <p>1) Bare (a,h)-isomeren.</p> <p>Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultat gjelder kun for den prøve som er testet.</p>						

Vedlegg E. Rådata for analyser av metaller i blæretang.

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 28/10-97

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

Kontaktperson : JOK Prosjektnr : O 970152 Stikkord : SAFORG
 Rekvisisjonsnr: 1997-01782 Godkjent av: KAS Godkjent dato: 971028
 Rekvisisjon registrert : 970829

BLÆRETANG

Analysevariabel	Enhet =>	Metode =>	TTS/% %	Cd-B µg/g E2-2	Cr-B µg/g E2-2	Cu-B µg/g E2-2	Ni-B µg/g E2-2	Pb-B µg/g E2-2	Zn/fl-B µg/g E1
PrNr PrDato Merking									
001! 970828	Ka	25,0	1,30	0,88	6,92	2,96	0,20	46,0	
002 970828	Jotun	29,6	0,92	1,25	17,3	9,06	0,53	159	
003 970828	Frøernes Stub	27,9	0,93	0,55	9,98	6,10	0,20	165	

PrNr 001 + Metallresultatene er oppgitt på tørrvekt.

Vedlegg F. Rådata for biomarkører og individuelle konsentrasjoner av klororganiske stoffer i torsk



Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT

Side nr. 1/1



Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 1997-2525

03/06/98

O.nr. O 970152

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet er gitt i eget dokument):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	SAF1.	971010	971119	971216-980311
2	SAF2.	971010	971119	971216-980311
3	SAF3.	971010	971119	971216-980311
4	SAF4.	971010	971119	971216-980311
5	SAF5.	971010	971119	971216-980311
6	SAF6.	971010	971119	971216-980311

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6
Fett	%	H 3-4	36.1	40.6	28.3	27.9	61.4	45.3
Penta-klorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	<0.5	0.6	<0.5	<0.5	0.5	0.5
Hexa-klorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	2.8	3.1	2.6	2.9	5.5	3.4
Alfa-hexakl.cyclohex.	µg/kg v.v.	H 3-4	1.4	3.4	2.5	2.5	5.6	3.8
Gamma-hexakl.cyclohex	µg/kg v.v.	H 3-4	16.2	28.8	20.9	23.4	38.9	11.5
Polyklorertbifenyl 28	µg/kg v.v.	H 3-4	5.7	15.0	7.9	8.5	10.7	12.0
Polyklorertbifenyl 52	µg/kg v.v.	H 3-4	20.8	15.3	27.9	21.8	33.3	11.6
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	1.0	<0.5	0.6	0.6	<0.5	<0.5
Polyklorertbifenyl101	µg/kg v.v.	H 3-4	43.6	34.2	144	159	85.0	27.4
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	27.3	38.0	123	159	52.4	43.6
Polyklorertbifenyl118	µg/kg v.v.	H 3-4	59.4	152	259	358	141	157
Polyklorertbifenyl1153	µg/kg v.v.	H 3-4	153	272	884	2034	330	286
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	6.1	14.4	22.9	31.0	33.6	9.5
Polyklorertbifenyl105	µg/kg v.v.	H 3-4	25.1	60.7	104	142	58.7	67.6
Polyklorertbifenyl1138	µg/kg v.v.	H 3-4	103	184	517	777	231	201
Polyklorertbifenyl1156	µg/kg v.v.	H 3-4	13.8	36.5	65.5	80.3	26.3	25.7
Polyklorertbifenyl1180	µg/kg v.v.	H 3-4	44.7	136	258	296	111	99.3
Polyklorertbifenyl1209	µg/kg v.v.	H 3-4	1.9	1.2	3.2	4.0	1.8	2.1
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet*	471	906.9	2270.5	3880.6	1028.8	889.7
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet*	430.2	808.5	2097.8	3654.3	942	794.3

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

1 Hele prøveserien er på torskelever.

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 1997-2525

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
7	SAF7.	971010	971119	971216-980311
8	SAF8	971010	971119	971216-980311
9	SAF11.	971010	971119	971216-980311
10	SAF12.	971010	971119	971216-980311
11	SAF13.	971010	971119	971216-980311
12	SAF14.	971010	971119	971216-980311

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	7	8	9	10	11	12
Fett	%	H 3-4	42.8	19.4	34.5	54.2	45.0	55.4
Penta-klorbenzen	µg/kg	v.v. H 3-4	1.6	<0.5	0.5	0.6	0.8	0.8
Hexa-klorbenzen	µg/kg	v.v. H 3-4	4.8	1.6	2.6	3.5	4.0	3.4
Alfa-hexakl.cyclohex.	µg/kg	v.v. H 3-4	4.1	0.6	3.2	4.6	4.2	5.2
Gamma-hexakl.cyclohex	µg/kg	v.v. H 3-4	33.3	2.4	21.3	24.3	33.8	39.0
Polyklorertbifenyl 28	µg/kg	v.v. H 3-4	11.2	6.5	4.8	10.3	9.4	9.0
Polyklorertbifenyl 52	µg/kg	v.v. H 3-4	26.2	17.3	11.7	18.7	17.3	14.4
Oktaklorstyren	µg/kg	v.v. H 3-4	0.6	<0.5	<0.5	0.6	<0.5	<0.5
Polyklorertbifenyl101	µg/kg	v.v. H 3-4	76.3	72.1	27.8	82.9	72.7	44.8
4,4-DDE	µg/kg	v.v. H 3-4	65.5	42.9	43.5	90.0	81.4	43.7
Polyklorertbifenyl118	µg/kg	v.v. H 3-4	230	139	111	191	205	135
Polyklorertbifenyl153	µg/kg	v.v. H 3-4	546	647	249	639	505	224
4,4-DDD	µg/kg	v.v. H 3-4	34.1	10.4	8.4	42.5	26.2	15.6
Polyklorertbifenyl105	µg/kg	v.v. H 3-4	94.7	55.5	39.9	79.5	83.0	61.6
Polyklorertbifenyl138	µg/kg	v.v. H 3-4	392	407	158	423	358	156
Polyklorertbifenyl156	µg/kg	v.v. H 3-4	45.5	43.9	30.5	51.3	48.0	24.3
Polyklorertbifenyl180	µg/kg	v.v. H 3-4	189	260	116	272	205	85.9
Polyklorertbifenyl209	µg/kg	v.v. H 3-4	2.0	4.7	1.7	4.1	5.1	2.0
Sum PCB	µg/kg	v.v. Beregnet*	1612.9	1653	750.4	1771.8	1508.5	757
Seven Dutch	µg/kg	v.v. Beregnet*	1470.7	1548.9	678.3	1636.9	1372.4	669.1

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 1997-2525

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
13	SAF15.	971010	971119	971216-980311
14	SAF16.	971010	971119	971216-980311
15	SAF17.	971010	971119	971216-980311
16	SAF18.	971010	971119	971216-980311
17	SAF21.	971010	971119	971216-980311
18	SAF22.	971010	971119	971216-980311

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	13	14	15	16	17	18
Fett	%	H 3-4	45.8	38.3	38.8	49.0	50.7	9.2
Penta-klorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	0.5	0.5	0.5	0.7	<0.5	<0.5
Hexa-klorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	3.3	4.1	5.6	2.8	2.6	1.4
Alfa-hexakl.cyclohex.	µg/kg v.v.	H 3-4	3.4	3.5	3.7	4.4	1.5	0.6
Gamma-hexakl.cyclohex	µg/kg v.v.	H 3-4	16.5	22.4	25.2	23.3	28.7	6.5
Polyklorerbifenyl 28	µg/kg v.v.	H 3-4	8.0	7.9	10.5	11.6	9.4	7.8
Polyklorerbifenyl 52	µg/kg v.v.	H 3-4	21.0	21.4	25.0	6.6	19.1	12.7
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.7	1.7
Polyklorerbifenyl101	µg/kg v.v.	H 3-4	81.0	73.9	76.8	13.8	54.8	67.0
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	62.1	85.7	74.3	26.2	114	232
Polyklorerbifenyl118	µg/kg v.v.	H 3-4	200	224	191	116	142	326
Polyklorerbifenyl153	µg/kg v.v.	H 3-4	420	779	553	196	411	691
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	22.1	28.4	33.1	6.4	16.0	42.1
Polyklorerbifenyl105	µg/kg v.v.	H 3-4	90.4	94.3	81.9	53.3	62.3	108
Polyklorerbifenyl138	µg/kg v.v.	H 3-4	298	512	323	139	259	554
Polyklorerbifenyl156	µg/kg v.v.	H 3-4	40.0	51.4	38.4	20.6	26.0	43.9
Polyklorerbifenyl180	µg/kg v.v.	H 3-4	150	268	162	77.5	141	264
Polyklorerbifenyl209	µg/kg v.v.	H 3-4	1.3	4.4	2.0	1.0	4.6	11.5
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet*	1309.7	2036.3	1463.6	635.4	1129.2	2085.9
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet*	1178	1886.2	1341.3	560.5	1036.3	1922.5

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 1997-2525

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
19	SAF23.	971010	971119	971216-980311
20	SAF24.	971010	971119	971216-980311
21	SAF25.	971010	971119	971216-980311
22	SAF26.	971010	971119	971216-980311
23	SAF27.	971010	971119	971216-980311
24	SAF28.	971010	971119	971216-980311

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	19	20	21	22	23	24
Fett	%	H 3-4	12.0	35.3	42.6	4.87	41.7	54.8
Penta-klorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0.6
Hexa-klorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	1.8	3.1	4.2	<0.5	4.1	4.6
Alfa-hexakl.cyclohex.	µg/kg v.v.	H 3-4	0.9	2.8	3.8	<0.5	3.8	5.1
Gamma-hexakl.cyclohex	µg/kg v.v.	H 3-4	3.1	17.8	17.4	2.0	15.2	18.9
Polyklorertbifenyl 28	µg/kg v.v.	H 3-4	8.1	7.2	12.9	3.2	8.6	12.0
Polyklorertbifenyl 52	µg/kg v.v.	H 3-4	17.6	9.5	30.7	1.6	25.1	22.0
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	0.6	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Polyklorertbifenyl101	µg/kg v.v.	H 3-4	63.0	53.5	121	6.4	62.0	64.7
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	73.0	219	231	70.4	117	237
Polyklorertbifenyl118	µg/kg v.v.	H 3-4	153	235	195	71.2	151	135
Polyklorertbifenyl153	µg/kg v.v.	H 3-4	598	820	451	175	469	537
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	25.2	44.2	73.9	7.5	41.1	43.0
Polyklorertbifenyl105	µg/kg v.v.	H 3-4	57.5	111	92.6	28.5	71.3	63.8
Polyklorertbifenyl1138	µg/kg v.v.	H 3-4	332	442	280	140	260	293
Polyklorertbifenyl1156	µg/kg v.v.	H 3-4	25.6	49.7	32.3	10.1	31.5	34.6
Polyklorertbifenyl180	µg/kg v.v.	H 3-4	65.6	249	147	82.7	199	240
Polyklorertbifenyl1209	µg/kg v.v.	H 3-4	2.6	7.3	3.0	2.0	3.2	2.2
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet*	1323	1984.2	1365.5	520.7	1280.7	1404.3
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet*	1237.3	1816.2	1237.6	480.1	1174.7	1303.7

* : Analysemetoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Kai Sørensen
Seksjonsleder

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

stasjon	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn	Vg (ng/mL)	MT (ng/mg protein)	EROD (pmol/min /mg protein)	OH-pyren (FU/mg bv)	biliverdin (mg/mL)	protein (mg/mL)
indre	27	183	M	0,657	432	57,89	27693	572	10920
indre	29	227	M	1,643	966	47,18	42491	640	10130
indre	42	689	F	0,327	1812	27,41			29460
indre	43	655	M	0,527	840	9,88	35203	582	14200
indre	30	253	M	1,729	1597	45,36	32466	294	7843
indre	32,5	322	M	0,739	3157	16,67	46465	1251	13350
indre	30,5	259	M	1,254	1285	0,98			6525
indre	38	535	M	1,268	1274	6,82	24882	321	13270
indre	26,5	176	M	0,915	1401	5,11	57649	580	13540
indre	39,5	214	M	0,757	604	37,11			13510
ytre	35	368	M	1,729	1171	36,84	48720	416	17410
ytre	39	556	F	4,109	3130	43,00			12840
ytre	37,5	448	M	1,651	2174	43,43	34182	698	14154
ytre	34	398	F	1,118	900	69,15	42502	837	25970
ytre	36	422	M	1,523	2557		34888	1054	17110
ytre	30	243	M	0,739	1168		43807	376	15450
ytre	31	238	F	1,372	1598	47,87	39298	839	11900
ytre	32	303	M	1,523	1655	1,71	41474	670	11330
ytre	15	135	M	0,682	688	17,52	54423	818	12030
ytre	27,5	185	M	0,345		41,94	38209	972	16480
Mefjord	36	425	F	1,478	4092	43,46	20398	206	13850
Mefjord	50	919	M	0,691	1742	-0,62	55791	1009	12760
Mefjord	35	288	M	0,345		48,63	78669	1648	11672
Mefjord	37,5	450	M	2,446	2611	66,30	16903	1008	14330
Mefjord	29	222	F	1,138	2702	49,66	29067	525	12190
Mefjord	38	487	M	0,642	2653	20,83	29924	709	17270

Mefjord	31	250	F	0,527	1306	40,42	41158	1083	13115
Mefjord	29	209	F	0,327	1350	29,09	24438	1286	14060
Mefjord	28	181	M	1,065	2150	40,66	43789	378	8147
Mefjord	32	294	M	0,753	1380		18191	522	8173
Mefjord	25	150	F	0,753					
Mefjord	26	125	F	0,57					
Mefjord	26,5	144	M	0,685					
Mefjord	14,5	115	M	1,056					
Mefjord	25	129	M	0,757					
indre	16	153	F	4,109					
indre	27,5	181	M	1,478					
indre	26	145	M	0,854					
indre	22	94	F	0,642					
indre	14	114	F	0,795					
ytre	15,5	146	M	1,14					
ytre	15	137	F	1,118					
ytre	13,5	122	M	0,691					
ytre	15	161	M	2,303					
ytre	19	176	F	0,657					
Færder	76	3629	M		1540	13,43	8232	611	31950
Færder	60	1940	F		1361	74,28	52119	1063	13652
Færder	58	1856	F		749	120,18	55919	2476	19386
Færder	61	1916	F	4,124	207	132,76	19463	1017	16854
Færder	63	2301	M	2,072	5503	108,70	16466	725	17952
Færder	76	3412	M	156,48	1136	139,12	6353	909	22340
Færder	70,5	2863	M	2,932		83,22	9226	1346	24280
Færder	73	3132	M	6,836	1838	41,53	36981	2272	14552
Færder	40	518	M	2,04	382		7195	669	24660

Færder	59,5	11993	M	2,576	822	154,52	36150	1065	14298
Færder	52	2172	F	109,48	3352	111,26			11392
Færder	42,5	676	F	5,476			22778	370	14514
Færder	55,5	1332	M	2,62	364	114,57	56181	1732	11760
Færder	64	2237	F	2,428	648	22,10	43256	1727	21440
Færder	58	1030	F	1,58	270	179,52	14448	680	15522
Færder	62	2091	M	3,38	660	75,70	38963	2355	13080
Færder	56	1518	F	3,124	284	74,69	41175	930	16662
Færder	57	977	F	3,176		1,86	40496	967	0
Færder	55,5	1325	F	25,284	281	7,26	46715	1242	14990
Færder	60	1091	M	1,396	1680	157,98	29108	955	25660
Færder	53	1288	M	1,768	1731		19660	558	14990