



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 468|91

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

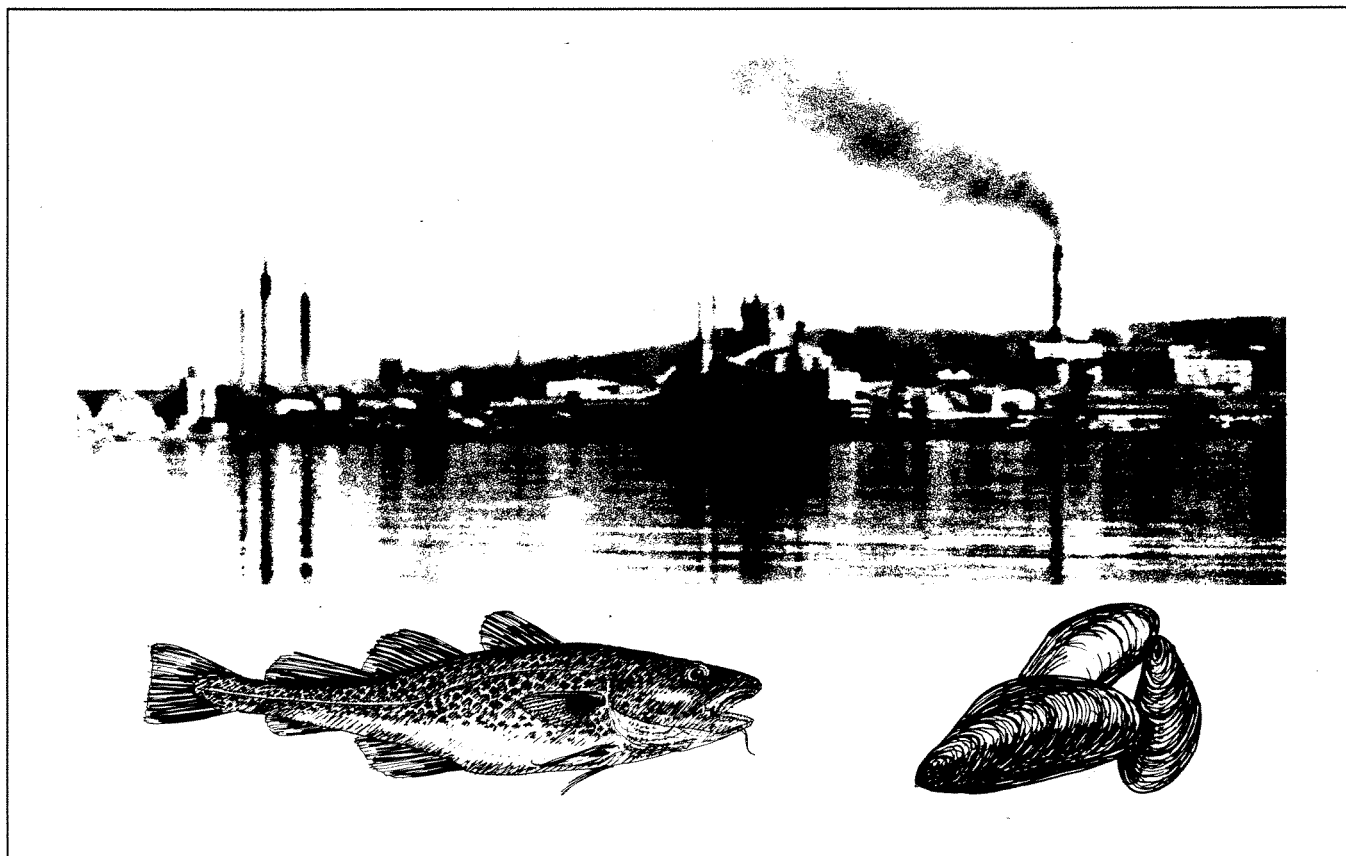
Utførende institusjoner

NIVA,
NILU,
Norges Veterinærhøgskole
/Veterinærinstituttet

Overvåking av miljøgifter i fisk
og blåskjell fra

Grenlandsfjordene

1990



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Brevikven 5
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.:

O-800312

Undernummer:

Løpenummer:

2636

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Overvåking av miljøgifter i fisk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990 (Overvåkningsrapport nr. 468/91. TA-786/1991.)	Dato: 23. september 1991
Forfatter (e): Jon Knutzen Norman Green	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Telemark
	Antall sider: 62 Opplag: 135

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	---

Ekstrakt:

I forbindelse med den markerte reduksjonen (>95%) i utslipp av klororganiske stoffer fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk fra 2. halvår 1990, er referansedata for Grenlandsfjordenes utvikling utvidet og ajourført. Resultatene viser bl.a. markert forhøyet til meget høyt innhold av "dioksiner" også i pelagisk fisk fra Frierfjorden og Brevikfjorden før utslippsreduksjonen. 3 - 5 måneder etter minsket belastning lot det seg konstatere betydelig nedgang (≈80%) i blåskjells dioksininnhold og i konsentrasjonen av heksaklorbenzen i torskelever, mens innholdet av oktaklorstyren i lever foreløpig var uforandret. De reduserte nivåene lå fremdeles betydelig over akseptable grenser for konsum. Kvikksølvinnholdet i torsk og polysykliske aromatiske hydrokarboner i blåskjell var moderat forhøyet og blant de lavest registrerte siden undersøkelsene startet.

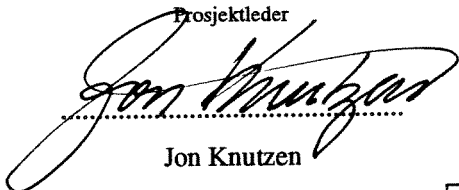
4 emneord, norske

1. Klorerte hydrokarboner
2. PAH
3. Overvåking
4. Indikatororganismer

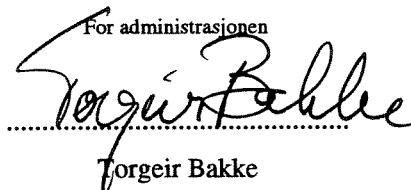
4 emneord, engelske

1. Organochlorines
2. PAH
3. Monitoring
4. Indicator organisms

Prosjektleder


Jon Knutzen

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1963-3

O-800312

**OVERVÅKING AV MILJØGIFTER
I FISK OG BLÅSKJELL FRA
GRENLANDSFJORDENE 1990**

Oslo, 23. september 1991.

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere: Lasse Berglind
Norman Green
Frank Kjellberg
Roger Konieczny
Bjørnar Kvalvik
Michael Oehme, NILU
Janneche Utne Skåre, Vet.inst.

Innholdsfortegnelse

Side

FORORD	3
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	4
1.1 Formål	4
1.2 Konklusjoner	4
1.3 Tilrådinger	5
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. MATERIALE OG METODER	8
3.1 Prøver, lokaliteter og variable	8
3.2 Analyser	11
3.3 Statistisk bearbeidelse av data for torsk fra Frierfjorden	11
4. RESULTATER OG DISKUSJON	13
4.1 Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i fisk, reker og blåskjell	13
4.1.1 Eldre leverprøver av torsk	13
4.1.2 Ål, sjørret, makrell, sild og skrubbe	14
4.1.3 Reker	17
4.1.4 Blåskjell	
4.1.5 Dioksinprofiler	19
4.2 Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekalor-bifenyl (DCB) og kvikksølv i torsk	21
4.3 Heksaklorbenzen i blåskjell	29
4.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell	29
5. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	32
6. LITTERATUR	33

Forord

Overvåkingen i Grenlandsfjordene er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsene finansieres av SFT og den lokale industrien (Norsk Hydro, Statoil, Union, Elkem PEA).

Foreliggende rapport omhandler registreringen av miljøgifter (klororganiske stoffer, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og kvikksølv) i fisk og blåskjell. Resultatene 1990 må ses i sammenheng med særskilte observasjoner av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i krabbe utført for Hydro Porsgrunn (Knutzen og Oehme, 1991) og Hydro Porsgrunns egne overvåkingsprogram for klororganiske forbindelser utenom PCDF/PCDD i blåskjell (Jarandsen, 1991).

Overvåkingsprogrammet 1990 - 1991 er utvidet i forhold til de foregående år med bakgrunn i reduksjonen i utslippene fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk fra 2. halvår 1990.

Innsamlingen av fisk og blåskjell er i likhet med tidligere gjort av Bjørnar Kvalvik, Grenland Miljø- og Resipientservice, Porsgrunn.

De faste analysene av heksaklorbenzen, oktaklorstyren, etc. i torskelever og kvikksølv i torskefilet har vært gjort ved Fellesavdeling for Farmakologi og Toksikologi ved Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet, under ledelse av Janneche Utne Skåre.

PCDF/PCDD-analysene er utført ved NILU, under ledelse av Michael Oehme, mens Lasse Berglind, NIVA, er ansvarlig for PAH-analysene i blåskjell.

Programmet for statistisk bearbeidelse av den lange serien med observasjoner av miljøgifter i torsk er utarbeidet av Birger Bjerkeng, mens 1990-resultatene er bearbeidet av Norman Green, assistert av Roger Konieczny.

Prøvene av fisk og blåskjell til analyse på PCDF/PCDD og PAH er opparbeidet av Frank Kjellberg.

Oslo, 23. september 1991.

*Jon Knutzen
Prosjektleder*

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

1.1. Formål

Overvåkingen i Grenlandsfjordene skal generelt gi informasjon om status og utvikling i disse vannforekomstenes forurensningstilstand, særlig med henblikk på behovet for tiltak egnet til å nå målet om at fisk og skalldyr skal kunne konsumeres uten restriksjoner.

I 1990 er miljøgiftovervåkingen utvidet i forhold til foregående års undersøkelser. Dette er gjort dels for å etablere en ajourført og utvidet status for innholdet av spesielt polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") i spiselige arter med forskjellig levevis; dels for å registrere de første effekter av reduksjonen i utlipp (> 95%) av klororganiske stoffer fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk fra 2. halvår 1990.

Et par eldre prøver av torskelever er analysert for å få inntrykk av hvordan den forrige radikale belastningsreduksjon virket på dioksininnholdet i fisk.

1.2. Konklusjoner

Det ble registrert meget høyt innhold av PCDF/PCDD i både sjøørret, ål og blåskjell fra Frierfjorden/innerst i Breviksfjorden samlet før vesentlige utslippsreduksjoner var iverksatt. Overkonsentrasjonene - i forhold til antatte "bakgrunnsnivåer" - var i størrelsesordenen 100 - 400 ganger (mest i blåskjell).

Blåskjell samlet 5 måneder etter utslippsreduksjonen viste en nedgang i dioksininnhold på 80 - 90% (omtrent tilsvarende det Hydro Porsgrunn i et eget overvåkingsprogram har registrert mht. heksaklorbenzen i blåskjell).

Også i sjøørret, makrell, sild og ål fra Brevikfjorden mai/juni 1990, ble det funnet markert forhøyet dioksininnhold, men sjøørreten inneholdt bare 10 - 15% av det man observerte i samme art fra Frierfjorden. Ål hadde betenkelig høyt dioksininnhold også i materiale samlet få km nord for Kragerø (størrelsesordenen 60% av Frierfjordnivået).

Skrubbe fra Frierfjorden desember 1990 (ca. 5 mnd. etter utslippsreduksjon) viste bemerkelsesverdig lavere konsentrasjon av PCDF/PCDD enn tidligere observert, men fremdeles omkring 50 ganger antatt høyt "bakgrunnsnivå".

Reker fra Brevikfjorden desember 1990 inneholdt i praksis ubetydelig mindre dioksin enn i 1988, dvs. en overkonsentrasjon på nærmere 50 ganger.

Reduksjonen i dioksinbelastning 1975 - 1976 (antatt ca. 90%) syntes å ha gitt tilnærmet samsvarende minskning i torskelever fra de to årene, men forholdene den gang er ikke fullt sammenlignbare med dagens situasjon. Nå har restbelastningen fra forurensede omgivelser (sedimenter o.a.) forholdsmessig større betydning, slik at det ikke uten videre kan ventes samme raske respons.

Øvrige hovedkomponenter av klororganiske stoffer - som har vært analysert i torskelever fra Frierfjorden innsamlet oktober 1990 - viste for heksaklorbenzen (HCB) betraktelig nedgang (\approx 60 - 70%), derimot foreløpig ikke for oktaklorstyren (OCS).

Innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell var moderat/lavt, og den nedgangen som ble registrert i 1989 jevnført med tidligere, kan anses bekreftet.

Kvikksølvinnholdet i torsk (filet) fra Frierfjorden var i likhet med forrige år blant de lavest registrerte siste 10-års periode.

1.3. Tiltrådinger

Utviklingen så langt har vist enkelte positive tendenser, men nivåene av både PCDF/PCDD og HCB/OCS lå i slutten av 1990 betydelig over akseptable grenser for spiselighet, slik at det er behov for å følge opp overvåkingen i det for 1991 vedtatte omfang. I tillegg bør det gjøres orienterende analyser av dioksininnholdet i reker, som idag rammes av en mottaksstopp uten at man har data fra de aktuelle trålfeltene.

Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT) bør vurdere mulige konsekvenser av de registrerte forhøyede nivåene i reker og pelagisk fisk fra Brevikfjorden, samt i ål fra Brevikfjorden - Telemarkskysten. Bakgrunnsnivået i ål bør kartlegges.

I forbindelse med den (geografisk sett) etappevis oppfyllelse av målet om restriksjonsløs bruk av fisk/skalldyr til mat som kan forventes i de kommende år, synes det generelt ønskelig at SNT angir hvilke konsentrasjoner av ulike miljøgifter (inkludert PAH) som kan anses akseptable.

For å kunne bli bedre i stand til å forutse utviklingen, og vurdere mulige ytterligere behov for tiltak, bør det vurderes igangsatt eksperimentelle studier av utskillelse av PCDF/PCDD og HCB/OCS i forskjellige spiselige arter som overføres fra Frierfjorden/Brevikfjorden til rene omgivelser.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Overvåkingen av miljøgifter i organismer fra Grenlandsfjordene 1990 representerer en utvidelse av det som har vært grunnstammen i overvåkingsprogrammet i perioden 1980 - 1989, dvs. heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekaklorbifenyl (DCB eller 10CB) i lever av torsk fra Frierfjorden, kvikksølv i filet av den samme torsken og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, "tjærestoffer") i blåskjell fra Grenlandsfjordene - Kreppa v/Kragerø (kfr. Knutzen og Green, 1990).

Bakgrunnen for utvidelsen, som også vil gjelde 1991, er reduksjonen på 95 - 99% i utslippet av klororganiske stoffer fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk. Det vesentlige av denne reduksjonen (> 95%) er gjennomført fra juni 1990 (fig. 1).

Kontrollmålinger i regi av SFT/Nedre Telemark (1991) har indikert et direkte utslipp av polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner (PCDF/PCDD), målt som ekvivalenter av det giftigste blant disse stoffene (2,3,7,8 tetraklorodibenzo-p-dioksin) på omkring 12 g TCDD ekv./år (TCDD ekv. beregnet etter Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988), m.a.o. en reduksjon omlag proporsjonalt med HCB, etc. (fig. 1).

PAH-utslippene har derimot vært omtrent som tidligere (fig. 1).

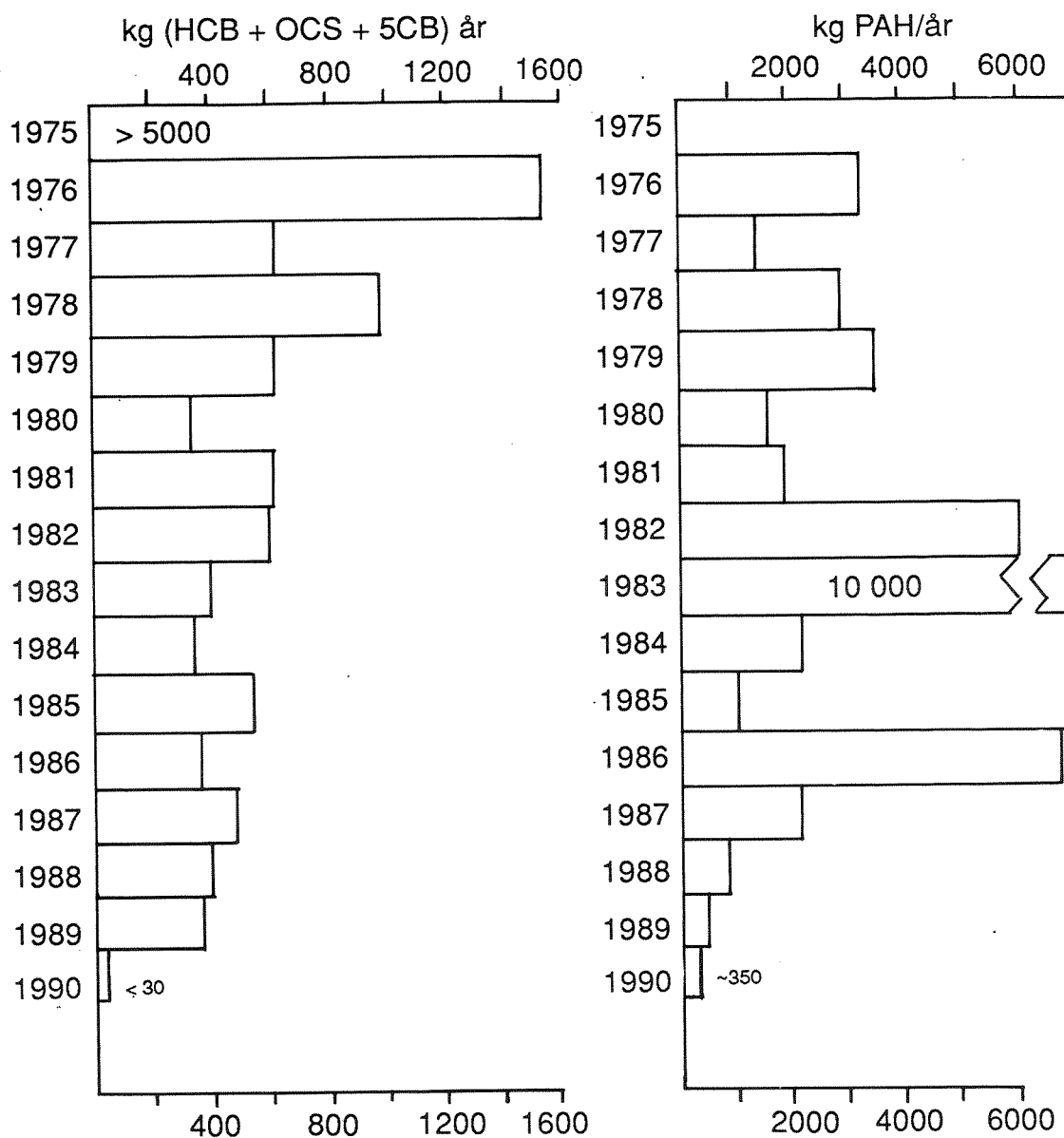
I forbindelse med de vesentlig lavere utslipp av de mest kritiske miljøgiftene i området, har det i 1989 - 1990 vært gjennomført en rekke spesialstudier og utredninger, dels med sikte på utvidede/ajourførte referansedata for å følge utviklingen (Knutzen, 1990a; Knutzen og Oehme, 1990; 1991; Næs og Oug, 1991), dels for å kunne si noe om hvilket utviklingsforløp som kan forventes (Koniczny et al., 1991; Berge og Knutzen, 1991; Bjerkeng et al., 1991), eller for å bedømme/konkretisere mål/virkemidler innen rammen av "Grenlandspakken" (Gulbrandsen, 1991; Gulbrandsen et al., 1991; Knutzen, 1990b).

En av hovedkonklusjonene fra ovennevnte bestrebelse er at datagrunnlaget, og kunnskaper vedrørende miljøgifter, er for dårlig til å gi så konkrete forutsigelser at det kan være til særlig hjelp i den praktiske forvaltning av de berørte vannforekomster, dvs. gi noe sikkert grunnlag for beslutninger om mulige tiltak utover de som allerede er gjennomført eller vedtatt. Det er også bare i begrenset grad mulig å bidra med råd til næringsinteresser som avhenger av utviklingen i området (fiske, rekreasjon o.a.). Bare fyldestgjørende data fra overvåking eller særskilte studier i perioden 1990 - 1992 vil gi bedre svar på det antatt viktigste spørsmålet: Når kan restriksjonene på omsetning og bruk av fisk og skalldyr fra de forskjellige fjordområdene (SNT, 1991a) oppheves? Under alle omstendigheter vil svaret avhenge av hvilke arter og områder det spørres om. For de mest utsatte artene (krabbe, bunnfisk) i Frierfjorden, er det sikrest å regne med et 10-års perspektiv for måloppnåelse (Berge og Knutzen, 1991; Gulbrandsen, 1990; Bjerkeng et al., 1991; Knutzen, 1990b).

Hovedformålet med det statlige overvåkingsprogram i Grenlandsfjordene har følgelig vært å:

- utvide/ajourføre kunnskapene om "førtilstanden" mht. forekomst/nivåer av miljøgifter, spesielt hva angår polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner og øvrige klororganiske forbindelser.
- registrere de første effekter 3 - 5 måneder etter den radikale belastningsreduksjonen.
- videreføre langtidsseriene for HCB, etc. i torskelever og PAH i blåskjell.

Overvåkingen 1990 har også delvis interesse i relasjon til næringsmiddelmyndighetenes nylig reviderte (utvidede) restriksjoner på omsetning av fisk/skalldyr og kostholdsråd for spiselige marine organismer fra området (SNT, 1991), selv om det ikke kunne forventes noen bedring av betydning bare 3 - 4 måneder etter at utslippsreduksjonen var fullt effektiv.



Figur 1. Utslipp til Skienselva og Frierfjorden av utvalgte hovedkomponenter av klorerte hydrokarboner (sum HCB/OCS/5CB) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) 1976 - 1990. HCB = heksaklorbenzen. OCS = oktaklorstyren. 5CB = pentaklorbenzen.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Prøver, lokaliteter og variable

I tabell 1 oppsummeres hvilke prøver som er analysert og tilhørende analysevariable, mens innsamlingsområdene for fisk/reker og blåskjellstasjonene fremgår av fig. 2. (I tillegg til fig. 1 kommer blåskjell fra Portør og Holmsund/Flostad (ved Tvedestrand), som mulige referansestasjoner).

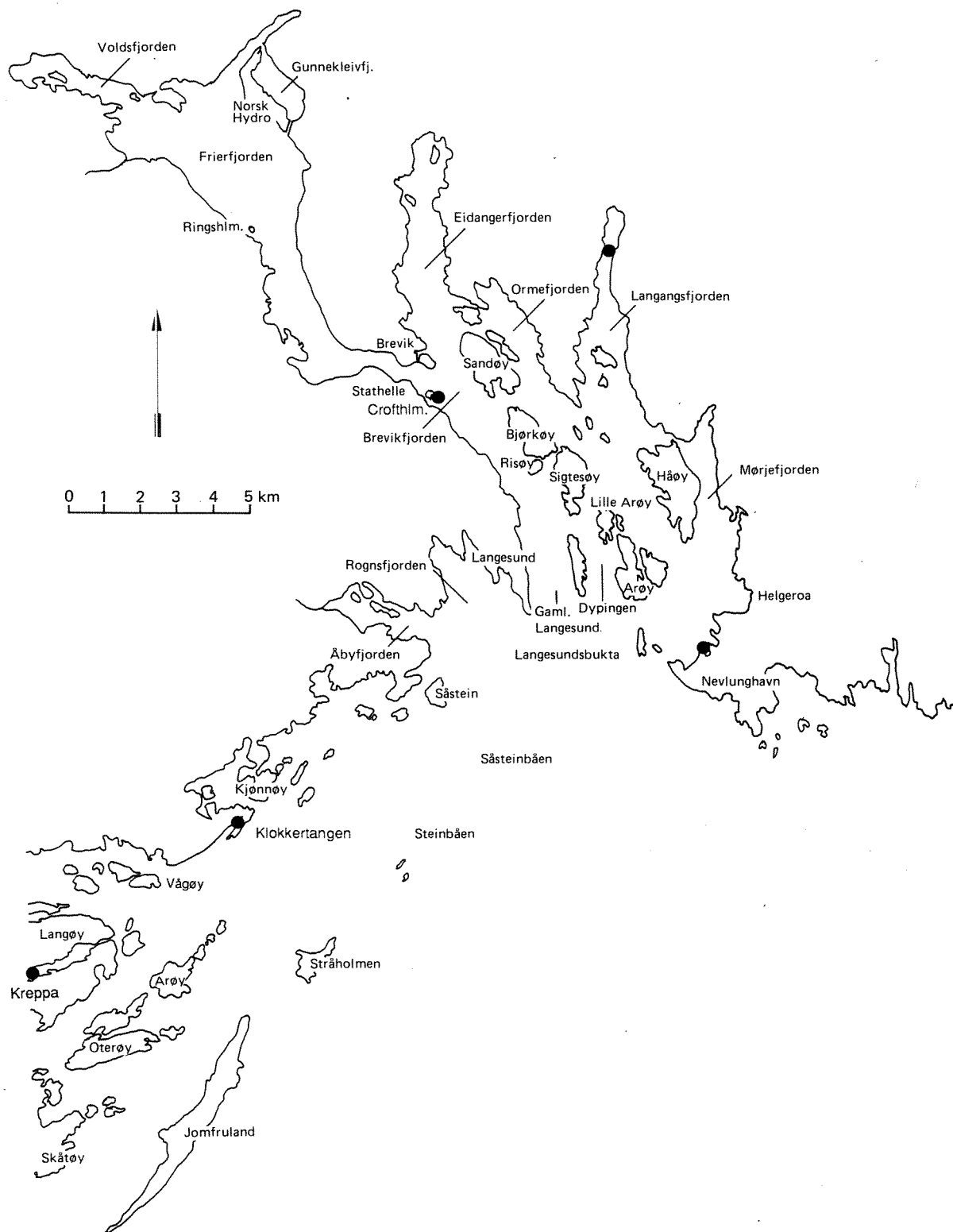
Tabell 1 er i det vesentlige samsvarende med det vedtatte program av 15/3-90. Istedenfor dioksinanalyser av sild og makrell fra Frierfjorden, der det ikke ble oppnådd fangst, er det blitt plass til en rekeprøve fra Breviksfjorden des. 1990, skrubbe fra Frierfjorden okt. 1990 og blåskjell fra Croftholmen des. 1990. Alle tre er begrunnet i mulighet for å se de første utviklingstendenser etter belastningsreduksjon, rekeprøven også i fiskeriinteresser. En av blåskjellprøvene fra Croftholmen (til PAH-analyse) gikk tapt ved opparbeidelsen.

Lengde og vekt av individuelle torsk analysert på HCB, Hg, etc. er vist i vedleggstabell A17. I tillegg er fisken kjønnsbestemt og analysert for fettinnhold i lever (ikke benyttet variabel i denne bearbeidelse, rådata tilgjengelig på Fellesavd. for Farmakologi og toksikologi ved Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet og ved NIVA).

Om fiskeprøvene til dioksinanalyse kan i tillegg til tabell 1 opplyses om lengde/vekt:

Ål	Frierfjorden:	30 - 60 cm/39 - 541 g	(middel 269 g)
Ål	Breviksfjorden:	42 - 61 cm/95 - 343 g	(middel 204 g)
Ål	Såstein:	40 - 70 cm/109 - 661 g	(middel 188 g)
Ål	Arøy/Vågøy:	50 - 68 cm/233 - 589 g	(middel 372 g)
Sjørret	Frierfjorden:	29 - 41 cm/270 - 654 g	(middel 405 g)
Sjørret	Breviksfjorden:	28 - 43 cm/223 - 626 g	(middel 380 g)
Makrell	Breviksfjorden:	34 - 41 cm/396 - 635 g	(middel 478 g)
Sild	Breviksfjorden:	27 - 29 cm/138 - 195 g	(middel 162 g)
Skrubbe	Frierfjorden:	28 - 35 cm/288 - 618 g	(middel 437 g)

Fettprosent i ovenstående prøver fremgår av rådatatabellene i vedlegg. Det ble ikke observert ytre skader utenom garnmerker på enkelte sjørret.



Figur 2. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stasjoner for innsamling av blåskjell (også fra Portør og Holmsund/Flostad lenger syd).

Tabell 1. Analyser og prøver fra overvåkingen av Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1990 (for prøvesteder/innsamlingsområder - se fig. 2).

Analyser		Prøver/tid/antall i blandprøve/antall enkeltanalyser		
	Torskelever	Frierfjorden,	des. 1975	n = 10
	Torskelever	Frierfjorden,	des. 1976	n = 7
	Ål	Frierfjorden,	mai/juni 1990	n = 12
	Ål	Breviksfjorden/Gml.		
		Langesund,	mai 1990	n = 21
	Ål	Såstein,	mai 1990	n = 20
	Ål	Arøy/Vågøy (nær Kreppa),	mai 1990	n = 20
PCDF/PCDD (Blandprøver)	Sjøørret	Frierfjorden,	april/mai 1990	n = 20
	Sjøørret	Breviksfjorden,	mai 1990	n = 13
	Makrell	Breviksfjorden,	okt. 1990	n = 10
	Sild	Breviksfjorden,	mars 1990	n = 20
	Skrubbe	Frierfjorden,	okt. 1990	n = 10
	Reker	Breviksfjorden,	des. 1990	(≈ 1 kg)
	Blåskjell	Croftolmen,	mars 1989	n ≈ 50
	Blåskjell	Helgeroa,	mars 189	n ≈ 50
	Blåskjell	Klokkartangen,	mars 1989	n ≈ 50
	Blåskjell	Croftolmen,	des. 1990	n = 50
HCB/OCS/DCB (Individuelle analyser)	Torskelever	Frierfjorden,	okt. 1990	n = 62
	Torskelever	Eidangerfjorden,	okt. 1990	n = 12
	Torskelever	Breviksfjorden,	okt. 1990	n = 5
Hg	Filet av samme torsk som analysert på HCB, etc.			
PAH (Blandprøver)	Blåskjell	Croftolmen,	15/3, 28/6, 30/7, 31/8, 13/10-90	n = 50/31/ 35/36/50
	Blåskjell	Langangsfjorden,	20/3, 12/10-90	N = 50/50
	Blåskjell	Helgeroa,	19/3, 13/10-90	N = 30/50
	Blåskjell	Klokkartangen,	15/3, 13/10-90	n = 50/50
	Blåskjell	Kreppa,	19/3, 13/10-90	n = 43/44
	Blåskjell	Portør,	29/3, 14/10-90	n = 48/40
	Blåskjell	Holmsund/Flostad	29/3, 14/10-90	n = 36/50

3.2. Analyser

Analysene av PCDF/PCDD er foretatt på NILU etter en metode beskrevet bl.a. i Oehme et al. (1989). Beregningen av TCDD ekvivalenter er i henhold til Nordisk Dioxinriskbedømming (1988).

De faste torskeanalyserne (HCB/OCS/DCB i lever, Hg i filet) er i likhet med tidligere foretatt ved Veterinærinstituttet/Norges Veterinærhøgskole (Fellesavd. for Farmakologi og Toksikologi).

PAH i blåskjell analyseres ved NIVA. De frosne prøvene ble homogenisert etter tining og tilsatt tre deutererte PAH (naftalen, fenantren og chrysen) som indre standarder. Deretter er prøvene opparbeidet og ekstrahert etter Grimmer og Böhnke (1975), dvs. forsåpet i en vanndig oppløsning av lut og metanol. Lutoppløsningen ble deretter ekstrahert med cyklohexan. Cyklohexanekstraktet ble først renset ved partisjonering med DMF:vann (9:1). Etter ytterligere vanntilsats til DMF-fasen ble PAH ekstrahert tilbake til ny cyklohexan som ble vasket med vann, tørket med natriumsulfat og deretter inndampet til lite volum. Til slutt er ekstraktet renset ved kolonnekromatografering på silikagel deaktivert med 15% vann før den gasskromatografiske analysen.

Analysen av PAH er utført på gasskromatograf utstyrt med splitless injektor og kapillarkolonne. Gasskromatografen var tilkoblet en masseselektiv detektor (MSD) innstilt i SIM, slik at PAH ble identifisert ut fra molekylionene og retensjonstid. Kvantifisering ble utført v.h.a. de tilsatte indre standarder.

Som detektor har NIVA tidligere benyttet flamme-ionisasjonsdetektor (FID). Overgangen til ny type detektor er begrunnet i sikrere identifikasjon av forbindelsene.

3.3. Statistisk bearbeidelse av data for torsk fra Frierfjorden

Som nevnt er 62 torsk fra Frierfjorden analysert individuelt på HCB, etc. (i lever) og kvikksølv (i filet), som ledd i den faste overvåkingen som har vært gjort siden 1968 (Hg) og 1975 (HCB, etc.) (tabell 2).

Tabell 2. Samlet materiale av 949 torsk fra Frierfjorden til og med 1990.

Variable	Antall fisk
Vekt	944
HCB i lever	817
OCS i lever	817
DCB i lever	699
Hg i filet	943

Data er \log_{10} -transformert og gruppert i årsperiode fra 1/7 til 30/6. Hver periode er identifisert med et årstall for 1. halvår i perioden, slik at f.eks. 1/7-84 - 30/6-85 er benevnt som periode 84. (Fra og med 1985 er alle prøver fra oktober/november).

Under stasjonære forhold har tidligere undersøkelser vist en positiv sammenheng mellom konsentrasjon og vekt, vanligvis lineært i log-skala. Det kan være bedre sammenheng mellom konsentrasjon og alder enn mellom konsentrasjon og vekt, men det er for få fisk hvor alder er oppgitt i det materialet som finnes. For hver årsperiode er det beregnet regresjon av $\log_{10}(\text{kons})$ mot $\log_{10}(\text{vekt})$. Midlere regresjons-koeffisient over alle år for denne sammenhengen er deretter beregnet som veiet middel over års-koeffisientene. Hver års-koeffisient er gitt en vekt $1/SD^2$, hvor SD = standardavvik for årsverdien på regresjonskoeffisienten. Det gir det mest nøyaktige estimatet. Det er undersøkt om det er bedre å bruke ulike regresjonskoeffisienter fra år til år. Estimaten for regresjonskoeffisientene fra år til år varierer sterkt, men det er ikke mulig å si om dette skyldes tilfeldige variasjoner i utvalget av fisk, eller om det er reelle variasjoner i vektavhengighet fra år til år. Vektkorrigeringen er derfor foretatt som før, med en felles regresjonskoeffisient for hele tidsperioden, bestemt som et veiet gjennomsnitt av regresjonskoeffisientene fra de enkelte år.

Analysene på det utvidede datasettet gir forholdsvis små endringer i vektkorrigeringen fra 1989:

$\log(\text{HCB})$	$= \log(\text{HCB}_1)$	$+ 0.88 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.83
$\log(\text{OCS})$	$= \log(\text{OCS}_1)$	$+ 0.85 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.82
$\log(\text{DCB})$	$= \log(\text{DCB}_1)$	$+ 0.63 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.62
$\log(\text{Hg})$	$= \log(\text{Hg}_1)$	$+ 0.52 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.53

Vekt skal settes inn målt i kg. Verdiene $\log(\text{HCB}_1)$, etc. angir for hvert eksemplar log-konsentrasjon korrigert til fisk med vekt 1 kg, og middelverdiene i figurene 3 - 6 er beregnet ut fra dette.

Det er gjort analyse på $\log(\text{vekt})$ for å se mulige systematiske forskjeller i fiskestørrelse mellom ulike år, og om det i tilfelle kan ha sammenheng med de observerte konsentrasjonene av kvikksølv (Hg), heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekaloribifenyl (DCB). (Av vedleggstabell A19 fremgår variasjoner i fiskens gjennomsnittsvekt ($\log_{10}(\text{vekt})$) og lengde for tiden 1968 - 1990). Variasjonene i gjennomsnittsvekt viste ingen markert sammenheng med variasjonene over tid i verdiene for Hg, HCB, OCS eller DCB.

Torsk fra Eidangerfjorden og Breviksfjorden er ikke med i de her nevnte analysene.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

Alle rådata er presentert i vedlegg, vesentlig i den rekkefølge de behandles, dvs. PCDF/PCDD-data i vedleggstabellene A1 - A16, resultater vedrørende kvikksølv i torskefilet og HCB/OCS/DCB i torskelever fra Frierfjorden, Eidangerfjorden og Breviksfjorden i vedleggstabellene A17 - A19 og PAH-innholdet i blåskjell i vedleggstabellene A20 - A21.

4.1. Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i fisk, reker og blåskjell.

4.1.1. Eldre leverprøver av torsk

Disse analysene (vedleggstabellene A1 - A2) viste rimelig godt samsvar, dels med utslippsreduksjonen fra 1975 til 1976 (fig. 1), dels med målinger som er foretatt senere i perioden fra 1976 - 77 til årsskiftet 1989 - 90, da belastningen antas å ha vært noenlunde den samme.

I blandprøven fra des. 1975 ble det registrert 37.900 ng TCDD-ekv. pr. kg friskvekt, året etter 6.800 ng/kg, - en antydningssvis reduksjon i størrelsesordenen 80%. På fettbasis var reduksjonen forholdsmessig enda større: fra ca. 135.000 ng/kg til vel 14.600 ng/kg, eller nærmere 90%. 6.800 ng/kg er omtrent som middelverdien av 6 leverprøver fra Frierfjorden aug. 1987. Disse viste imidlertid variasjon i dioksininnholdet på 2 størrelsesordener, slik at middelverdien er usikker (Knutzen og Oehme, 1988).

Med forbehold om at observasjonene er fåtallige, tyder de på at forrige utslippsreduksjon resulterte i betraktelig lavere forurensningsgrad i løpet av et års tid, og (sannsynligvis) etablering av et nytt "likevektsnivå" i torskelever.

Man kan imidlertid ikke uten videre vente samme grad av samsvar mellom minsket direkte belastning og redusert innhold i fisk i dagens situasjon. I tillegg til de gjenværende direkte utslipp har man flere kilder og eksponeringsveier som man ikke kjenner størrelsen/betydningen av:

- Tilførsel fra et forurenset lokalt nedbørfelt (avrenning fra nærliggende landområder og mulig forurenset grunn).
- Transport fra Gunnekleivfjorden (episodisk oppvirvlede partikler).
- Mulig mobilisering ved oppvirvling eller annen forstyrrelse av forurensete sedimenter på forholdsvis grunt vann i Frierfjorden (skipstrafikk, mudring/dumping).
- Restbelastning fra et forurenset vannmiljø, spesielt via forurensete byttedyr.

Selv om mobilisering av PCDF/PCDD fra sedimenter ved utlekkingseksperimenter er sannsynliggjort å være liten så lenge sedimentene ikke forstyrres massivt eller forflyttes (Konieczny et al., 1991), og direkte opptak fra forurenset sediment i fisk og taskekrabbe synes å spille en underordnet rolle (Berge og Knutzen, 1991), gjenstår som en usikkerhet hvor mye ulike spiselige arter får i seg med forurenset føde. Betydningen av næringsopptak er påvist for flere av de giftigste PCDF/PCDD (Kleeman et al. (1986); Kuehl et al. (1987); Muir og Yarechewski (1988); Batterman et al. (1989); Servos et al. (1989); Bergqvist et al. (1990) og Muir et al. (1990).

Også spørsmålet om mulig langtidslagring av dioksiner i spiselige arter fortjener mer oppmerksomhet. Observasjoner av korte halveringstider i laboratoriet (Adams et al., 1986;

Mehrle et al., 1988; Berge og Knutzen, 1991; referanser i Niimi, 1987) er ikke tilstrekkelig bestemmelsesgrunnlag med mindre forsøkene har vart til akseptable spiselige nivåer er nådd og usikkerheten mht. mulig langtidslager er dokumentert å være ubegrunnet. Muligens kan lagringsmåte og halveringstid influeres av både artsforskjeller, eksponeringsveier og forhistorien. Ut fra feltobservasjoner angir Kuehl et al. (1986) adskillig lenger utskillelsestid for 2,3,7,8-TCDD enn det andre har funnet (Adams et al., 1986; Mehrle et al., 1988).

En profilbetraktning av torskelever fra 1975 - 76 sammenlignet med i 1987 kan tyde på forholdsvis større påvirkning med 2,3,4,7,8-PeCDF tidligere, mens andelen av bidraget til sum TCDD-ekvivalenter kan ha øket noe for HxCDF og særlig markert for 2,3,7,8-TCDD (tabell 3). Siden innslaget av 2,3,7,8-TCDD i avløpsvann har vært beskjedent (relativt sett) etter de informasjonen som foreligger (Knutzen og Oehme, 1988), kan dette tyde på at bakgrunnsbelastningen med PCDF/PCDD gjorde seg relativt mer gjeldende i 1987-materialet. En annen nærliggende spekulasjon er om det før 1976 har vært mer 2,3,4,7,8-PeCDF i avløpsvannet fra magnesiumfabrikken enn det som senere er registrert (tabell 3 i Knutzen og Oehme, 1988).

Tabell 3. Prosentbidrag til sum TCDD-ekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Frierfjorden 1975, 1976, 1987 og fra Breviksfjorden 1987. For 1987-data, kfr. Knutzen og Oehme (1988). Delvis avrundede tall.

Forb./grupper	Frierfjorden			Breviksfjorden
	Des. 1975	Des. 1976	Aug. 1987 ¹⁾	Aug. 1987
2,3,7,8-TCDF	8.7	7.8	≈ 7 (0.6 - 19)	3.6
2,3,4,7,8-PeCDF	47.3	49.0	≈23 (0.5 - 37)	18.4
1,2,3,4,7,8/ 1,2,3,4,7,9_HxCDF	16.2	16.3	≈18 (3.4 - 36)	2.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	16.1	16.3	≈18 (2.6 - 63)	44.9
ΣHxCDF	34.0	34.8	≈42 (16 - 94)	50.1
ΣPCDF	92.6	94.0	≈74 (64 - 95)	≈ 75
2,3,7,8-TCDD	1.8	2.0	≈18 (1.6 - 28)	16.3
1,2,3,7,8-PeCDD	2.9	1.8	≈ 4 (0.3 - 7)	3.0
ΣHxCDD	2.7	2.2	≈ 4 (0.2 - 10)	5.4
ΣPCDD	7.4	6.0	≈26 (5 - 36)	≈ 25

¹⁾ Middell og variasjon.

4.1.2. Ål, sjøørret, makrell, sild og skrubbe

Rådata for disse analysene er gjengitt i vedleggstabellene A3 - A6 (ål), A7 - A8 (sjøørret), A9 (makrell), A10 (sild) og A11 (skrubbe), mens hoveddata er oppsummert i tabell 4. På fettbasis var konsentrasjonene av TCDD-ekvivalenter (ng/kg fett):

Ål,	Frierfjorden:	190.9 ng/kg
Ål	Breviksfjorden:	270.8 ng/kg
Ål	Såstein:	109.1 ng/kg
Ål	Arøy/Vågøy:	126.2 ng/kg
Sjøørret	Frierfjorden:	6399 ng/kg
Sjøørret	Breviksfjorden/Gml. Langesund:	1183 ng/kg
Makrell	Breviksfjorden:	156.3 ng/kg
Sild:	Breviksfjorden:	655 ng/kg
Skrubbe	Frierfjorden:	2032 ng/kg

Innholdet av TCDD-ekvivalenter i ål fra Frierfjorden og Breviksfjorden var høyt i relasjon til anbefalt øvre grense for ukentlig - livslangt - inntak på ca. 2.5 ng for en person på 70 kg (Nordisk Dioxinrisikbedømming, 1988). 40 - 50 g er tilstrekkelig for å fylle ukekvoten. Innholdet synes også høyt sammenlignet med de 46 ng/kg som tidligere er registrert i ål fanget i Gunnekleivfjorden (Berge og Knutzen, 1989). Imidlertid foreligger det såvidt vites ikke observasjoner av dioksiner i ål fra bare diffust belastede områder. Følgelig er det ikke mulig å angi noen kontamineringsgrad i form av overkonsentrasjon. (Svenske undersøkelser skal være utført (Færden, 1991), men foreløpig ikke publisert).

Tabell 4. Utvalgte forbindelser av PCDF/PCDD og sum TCDD-ekvivalenter i filet av ål (*Anguilla anguilla*), sjøørret (*Salmo trutta*), makrell (*Scomber scombrus*), sild (*Clupea harengus*) og skrubbeflyndre (*Platichthys flesus*) fra Frierfjorden, Breviksfjorden og Telemarkskysten (ål) i 1990, ng/kg friskvekt (delvis avrundede verdier).

Arter og prøvesteder	2378-TCDD-ekv.	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	123678-HxCDD
ÅL								
Frierfjorden	52.3	2.1	17.8	138.7	45.1	4.1	22.6	40.5
Breviksfjorden	38.2	1.6	14.7	66.3	27.6	3.6	24.0	24.7
Såstein	10.6	2.6	5.7	17.8	8.7	1.0	5.1	5.2
Arøy/Vågøy	20.9	5.1	12.6	34.2	18.0	2.2	8.8	8.7
SJØØRRET								
Frierfjorden	83.2	15.4	83.3	45.4	34.7	22.0	15.8	6.1
Breviksfjorden	9.5	2.5	8.8	6.4	4.7	2.2	2.3	0.8
MAKRELL								
Breviksfjorden	24.7	54.8	23.7	7.0	4.6	3.6	3.9	1.3
SILD								
Breviksfjorden	27.5	4.3	30.2	22.2	24.1	2.7	6.0	4.0
SKRUBBE								
Frierfjorden	17.3	22.7	15.8	14.4	8.9	2.7	2.6	1.9

Resultatene underbygger og forsterker inntrykket fra tidligere (Knutzen og Oehme, 1988) av at ål langt nedover Telemarkskysten inneholder bekymringsfullt mye PCDF/PCDD i relasjon til fiske og utnyttelse til mat.

På bakgrunn av ovenstående, fremtrer et generelt behov for å registrere bakgrunnsverdier, dessuten å kartlegge dioksinnivået i ål videre nedover Sørlandskysten.

På tross av de uønsket høye konsentrasjonene kan Grenlandsobservasjonene så langt tyde på at ål er en art blant de minst følsomme overfor høy dioksinbelastning, dvs. at enten leveviset og/eller opptaks- og utskillelseegenskapene er slik at dioksinopptaket blir begrenset eller reguleres. Dette synes å være en rimelig tolkning av at ål fra Gunnekleivfjorden i praksis ikke inneholdt mer enn det er påvist i artsfrender fra Frierfjorden og Breviksfjorden, og at konsentrasjonene heller ikke synes å avta vesentlig ved analyser av ål tatt 25 - 30 km fra kildeområdet. Særlig liten ses avstandsgradienten å være ut fra konsentrasjonene på fettbasis.

Sjørørret fra Frierfjorden 1990 hadde uventet høyt dioksininnhold, - hele 5 ganger høyere enn tidligere målt i blandprøven av en tilsvarende gruppe fra nedre del av Skienselva et halvår i forveien (Knutzen, 1990a). Opplysninger om "bakgrunnsverdier" under norske forhold er så sparsomme at overkonsentrasjonen av TCDD-ekvivalenter bare kan antydes til størrelsesordenen 100 ganger (kfr. referanser i Knutzen og Oehme, 1988 og Knutzen 1990a). Verdier for oppdrettslaks på ca. 0.5 - 1 ng/kg friskvekt er referert av Færden (1991), mens Knutzen et al. (1988) fant < 0.5 ng/kg i bekkerøye fra Otra.

Den tydelige forskjellen mellom Frierfjordørret og fisk fanget henholdsvis oppstrøms kilden og lenger ute (Breviksfjorden/Gamle Langesund), kan man håpe at indikerer rask omsetning av giftstoffene ved vandring til mindre belastede steder. Den tidligere spekulasjon om mindre effektiv akkumulering i sjørørret enn i torsk (Knutzen, 1990a) synes derimot i beste fall å være tvilsom.

Det betydelige innholdet av PCDF/PCDD i både sild og makrell fra Brevikfjorden (tabell 4) vitner om at selv pelagisk fisk med bare periodisk opphold kan bli markert kontaminert. Det samme er funnet i Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1991). Man kan merke seg at den aktuelle prøven av makrell er samlet vel 3 måneder etter at utslippsreduksjonen var effektiv.

Jevnført med foreløpige data for dioksininnholdet i sild/makrell fra åpent norsk farvann kan overkonsentrasjoner i Brevikfjordfisken anslås til i hvert fall omkring 15 - 20 og kanskje 25 - 30 ganger (Biseth et al., 1990; Færden, 1991). En "matkurvstudie" fra Storbritannia (Startin et al., 1990) indikerte at høyt diffust bakgrunnsnivå på friskvektsbasis i sild ligger på ca. 2 ng TCDD-ekv./kg og muligens noe høyere enn i makrell (< 1 ng/kg). Asplund et al. (1990) fant 1.7 ng/kg i Skagerraksild. Data fra Beck et al. (1989) er vanskeligere å sammenligne med, da de bare er angitt på fettbasis og i andre TCDD-ekvivalenter, men 18 - 20 ng/kg fett er i hvert fall mindre enn i 1/30 av i Brevikfjordsild.

Breviksfjord-prøven hadde også 2 - 3 ganger høyere innhold av PCDF/PCDD (på friskvektsbasis) enn sild fra den belastede Østersjøen (Asplund et al., 1990; de Wit et al., 1990).

Mens bakgrunnsnivået i næringsmiddelmyndighetenes studie tenderte mot temmelig like eller bare svakt høyere konsentrasjon i sild enn makrell, inneholdt sild markant mer på fettbasis (Færden, 1991). Det ses at samme forhold ble observert i Breviksfjordmaterialet.

Skrubbefilet fra vel 4 måneder etter utslippsreduksjonen hadde bemerkelsesverdig moderat innhold av PCDF/PCDD (tabell 4 og vedleggstabell A11) i sammenligning med de 62 ng TCDD-ekv./kg som tidligere er registrert (Knutzen og Oehme, 1988). Det virker usannsynlig at en art med så intim tilknytning, både fysisk og ernæringsmessig, til de forurensede bunnsedimentene, skulle vise så hurtig respons på mindre utslipp. Men det kan heller ikke tilbys andre mulige forklaringer (enn store individuelle variasjoner, som heller ikke virker sannsynlig ut fra at det i begge tilfeller har vært så vidt mange som 10 eks. i blandprøven).

Antas "bakgrunnsnivået" i skrubbefilet sjelden å overstige 0.5 TCDD-ekv./kg friskvekt (Manö et al., 1988; Monfelt og Lindeström, 1989; Martinsen, 1990; Berge og Knutzen, 1991), representerer innholdet i 1990-skrubbene fra Frierfjorden en overkonsentrasjon på størrelsesordenen 30 - 50 ganger. I Oslofjorden fant Lindeström et al. (1989) 1 - 10 ng TCDD-ekv./kg, men med bare usikker tilknytning til Tofte Cellulose som den eneste kjent større punktkilde i området. Både dette og nær 1 ng/kg i en blandprøve fra Ytre Hvaler (Martinsen, 1990), gjør at "bakgrunnsnivået" for skrubbe foreløpig må betraktes som utilstrekkelig dokumentert.

Betraktes konsentrasjonene på fettbasis i alle fiskeprøvene, ses en utpreget tendens til høyest verdier i artene med lavt fettinnhold, dvs. sjøørret og skrubbe (kfr. også verdiene i reke og blåskjell). Unntatt er torskelever (se kap. 4.1.1). Dette tyder i hvert fall på at akkumuleringsmåte og vevsfordeling er mer komplisert enn en enkel fysikalsk/kjemisk diffusjonsprosess kan forklare.

Innen et NIVA-finansiert forskningsprosjekt analyseres ovenstående materiale også på andre klororganiske forbindelser (heksaklorbenzen, oktaklorstyren, utvalgte polyklorerte bifenyler m.m.). Det samme gjelder materialet av krabbe innsamlet på oppdrag av Hydro Porsgrunn høsten 1990 og analysert på innhold av PCDF/PCDD (Knutzen og Oehme, 1991). Hensikten er dels å utvide referansebasen for disse stoffene, dels å belyse mulig sammenheng mellom HCB/OCS og PCDF/PCDD. Krabbeprovne analyseres både mht. innhold i hepatopaneas (fordøyelseskjertelen - "krabbesmør"), som vanligvis brukes ved analysene, og på resten av skallinmaten. Formålet med dette er å få et anslag for konsentrasjonen av innmaten - som vil gi et mer reelt grunnlag for å bedømme spiseligheten.

4.1.3. Reker

Rekeprøven fra trålstrekningen Gml. Langesund - Sandøy inneholdt ca. 14 ng TCDD-ekv./kg friskvekt (vedleggstabell A12) eller 1910 ng/kg fett. Dette er noe lavere, men i samme størrelsesorden som funnet i reker fra samme område i 1988 (Knutzen og Oehme, 1988). Forskjellen er ikke større enn at den kan tilskrives variasjon innen prøvematerialet eller tilfeldigheter, f.eks. ulik vandringshistorie og dermed sammenhengende forskjellig eksponeringsgrad.

Resultatet fra desember 1990 kan følgelig nærmest bekrefte forurensningsnivået fra 1988, og den tilsynelatende nedgangen kan foreløpig hverken settes i forbindelse med redusert utslipp eller tillegges noen praktisk betydning i relasjon til rekefiske.

I forhold til "bakgrunnsverdier" fra Ytre Oslofjord (Svenner) og Jomfrulandsrenna på 0.4 - 0.7 ng/kg, representerer 1990-verdien fra Brevikfjorden en forhøyelse eller forurensningsgrad på 20 - 30 ganger. Man kan merke seg at dette er betraktelig lavere enn det forurensningsgraden i Brevikfjordens overflate-sedimenter er anslått til (ca. 125 ganger, kfr. Næs og Oug, 1991).

Dioksininnholdet i rekene fra tråletrekket i Brevikfjorden kan ikke anses representativt for det som vil kunne registreres lenger ut, dvs. på rekefeltene på steder som er mer interessante for rekefiskerne. På bakgrunn av at mottaksstoppen rammer alle fangster tatt innenfor linjen Mølen - Såstein, bør dioksininnholdet undersøkes også i reker fra Håøyfjorden og Dybingen.

4.1.4. Blåskjell

De minskede utslipp synes hurtig å ha blitt gjenspeilet i blåskjell, med forbehold om at det så langt bare er én registrering av etter-situasjonen (tabell 5, rådata i vedleggstabellene A13 - A15 (før rensetiltak) og A16 (etter)).

Tabell 5. Innholdet av TCDD-ekvivalenter og utvalgte forbindelser av PCDF/PCDD i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten mars 1989, oktober 1989¹⁾ og desember 1990, ng/kg friskvekt (avrundede verdier).

Sted/tid	2378- TCDD ekv.	2378- TCDF	23478- PeCDF	123478/ 123479- HxCDF	123678 - HxCDF F	2378- TCDD	12378- PeCDD	123678- HxCDD
1989								
Croftthlm. mars	202.6	246.9	135.1	340.1	235.7	10.3	26.8	29.6
Helgeroa, mars	83.9	179.2	67.9	75.1	57.8	4.4	9.2	14.8
Klokkertangen, mars	47.9	88.2	32.6	63.9	45.4	2.1	5.5	7.6
Risøyodden, okt. ¹⁾	48.3	67.2	29.8	84.8	56.9	1.3	7.3	7.8
Risøyodden, okt. ¹⁾	69.8	115.7	44.8	103.9	69.7	2.1	10.2	11.1
Risøyodden, okt. ¹⁾	95.1	133.3	53.7	167.8	115.5	3.2	11.4	14.3
1990								
Croftthlm., des.	9.3	18.7	5.7	12.4	7.4	0.5	1.4	1.3

¹⁾ Tre blåskjellbestander som vokste hhv. på, nær og langt fra sediment, kfr. Berge og Knutzen (1991).

Av tabell 5 ses at blåskjellene fra Crofttholmen des. 1990 bare inneholdt omkring 5% av nivået i mars året før. Også i forhold til de noe lavere verdiene fra Risøyodden i okt. 1989 og blåskjell fra Crofttholmen aug. 1987 (60 ng/kg, Knutzen og Oehme, 1988) representerer 9 ng/kg en klar nedgang.

Regnes om til fettbasis, fås følgende verdier for TCDD-ekvivalenter (ng/kg):

Crofttholmen,	mars 1989:	15587
Helgeroa,	mars 1989:	4713
Klokkertangen,	mars 1989:	3653
Risøyodden A,	oktober 1989:	5687
Risøyodden B,	oktober 1989:	6525
Risøyodden C,	oktober 1989:	7151
Crofttholmen,	desember 1990:	729

Det ses at blåskjell faller inn i mønsteret med høye fettbasiskonsentrasjoner i organismer med lavt fettinnhold (kfr. kap. 4.1.2).

I en undersøkelse av bakgrunnsnivåer i blåskjell fra ulike deler av kysten, har NIVA/NILU (upubl.) observert ca. 0.1 - 0.5 ng TCDD-ekv./kg friskvekt, svakt høyere på Oslofjordlokaliteter enn på Vestlandet og nordover. Også andre data tyder på at man på Skagerrakkysten må regne med opp mot 0.5 ng/kg friskvekt som en omtrentlig øvre grense for "bakgrunnsnivået" (0.37 ng/kg i blåskjell fra Ny Hellesund (Knutzen et al., 1991) og ca. 0.5 ng/kg ved Risøya/Arendal og Ullerøya/Vest-Agder (Norman Green, NIVA, pers. medd.).

For skjellene fra Croftholmen i desember 1990 gi dette overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 20 ganger og nær 10 ganger mer enn antydnet som akseptabelt nivå for spiselighet (Knutzen, 1990). 1 ng/kg er imidlertid bare et forslag som næringsmiddelmyndighetene må vurdere berettigelsen av, bl.a. i lys av at det bare representerer 2 - 3 ganger bakgrunnsnivået og at blåskjell med et slikt dioksininnhold neppe vil representere en dose av betydning for noen.

4.1.5. Dioksinprofiler

Det prosentvise bidraget fra ulike forbindelser av PCDF/PCDD til giftighetspotensialet kan dels være av interesse for å spore kilder og/eller angi influensområders utbredelse. Viktigere etter reduksjonen av utslipp til Frierfjorden er at artenes akkumuleringsegenskaper også kan ha betydning for hvor fort de blir spiselige. Arter som (eventuelt) viser særlig tendens til å anrike eller holde tilbake forbindelsene med størst ekvivalentvekt ved toksisitetsberegningen vil relativt langsommere nå et akseptabelt nivå.

Ut fra tabell 6 ses at ulike arter til dels synes å anrike de aktuelle stoffene i noe forskjellig grad, dvs. at belastningen "filtreres" gjennom mekanismer som til sammen gir varierende PCDF/PCDD-profiler. Eksempelvis synes påvirkningen med heksafuraner (HxCDF) å gjenspeiles dårligere i sjøørret og makrell enn i ål, blåskjell, torskelever (tabell 3) og krabbe (Knutzen og Oehme, 1991). En tidligere blandprøve av sjøørret fra Klosterfoss/Skienselva ga også relativt dårlig representasjon av HxCDF (Knutzen, 1990a) og tilsvarende høy andel 2,3,4,7,8-PeCDF og 2,3,7,8-TCDD som i tabell 6. I 1987-prøver av ål utgjorde Σ HxCDF vel 30% av det totale giftighetspotensialet (Knutzen og Oehme, 1988), dvs. omtrent som i 1990-prøvene. Ellers synes pentaforbindelsene av dioksiner å ha høy affinitet til denne arten.

Jevnført med det tidligere avløpsvannets sammensetning bekrefter tallene i tabell 6 at det i alle arter er en anrikning på tetra- og pentaforbindelser (unntatt 2,3,7,8-TCDF i ål), og relativ underrepresentasjon av HxCDF, slik som tidligere påpekt (Knutzen og Oehme, 1988). For 2,3,7,8-TCDD er denne anrikningsgraden fra ca. 10 til opp mot 100 ganger i alle artene representert i tabell 6, og det samme ble funnet i torskelerver fra 1987 (tabell 3) og i krabbesmør (Knutzen og Oehme, 1991), mens anrikningsgraden synes noe mindre for 2,3,7,8-TCDF ($\approx 1 - 30$), 2,3,4,7,8-PeCDF ($\approx 3 - 10$) og 1,2,3,7,8-PeCDD ($\approx 3 - 10$). (For relativt bidrag til giftighetspotensial i utslipp, kfr. tabell 3 i Knutzen og Oehme, 1988).

Det er for tidlig å trekke bestemte konklusjoner av dette, bl.a. fordi man foreløpig vet for lite om hvordan restbelastningen fra gjenværende utslipp og forskjellige eksponeringsveier fra de delvis langvarig forurensede omgivelsene (sedimentene) vil virke på forskjellige arter. Men man kan i hvert fall merke seg - med forbehold om få prøver - at i en art som sjøørret synes akkumuleringen å være særlig markert for de tre farligste forbindelsene (2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD og 2,3,4,7,8-PeCDD) som til sammen utgjør over 80% av sum TCDD-ekv. Derimot ligger blåskjell gunstigere an - med mindre enn 50% fra disse stoffene. Heller ikke i torskelerver fra 1987 var disse dominerende (tabell 3) og i krabbesmør synes de utgjøre 40 - 60% av giftighetspotensialet (basert på rådatatabeller i Knutzen og Oehme, 1988, 1990 og 1991).

Tabell 6. Prosentbidrag fra utvalgte forbindelser/stoffgrupper til sum TCDD-ekv. i fisk, blåskjell og reker fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten i 1989 (blåskjell) og 1990.

Prøver	2378- TCDF	23478- PeCDF	123478/1 23479- HxCDF	123678- HxCDF	ΣHxCDF	ΣPCDF	2378- TCDD	12378- PeCDD	ΣHxCDD	ΣPCDD
Ål										
Frierfjorden	0,4	17,0	26,5	8,6	37,7	57,8	7,8	21,6	12,5	42,3
Brevikfjorden	0,4	19,2	17,4	7,2	27,3	48,0	9,5	31,4	10,8	52,0
Såstein	2,5	27,0	16,8	8,2	28,1	58,3	9,5	24,0	7,8	41,7
Arøy/Vågøy	0,2	30,2	16,3	8,6	27,3	61,2	19,6	20,9	7,1	38,8
Sjørret										
Frierfjorden	1,9	50,1	5,4	4,2	10,4	63,0	26,4	9,5	1,0	37,0
Brevikfjorden	2,6	46,6	6,8	5,0	12,8	62,9	23,5	12,3	1,3	37,1
Makrell										
Brevikfjorden	22,2	48,1	2,8	1,9	4,3	76,6	14,0	7,9	0,8	23,4
Sild										
Brevikfjorden	1,6	54,9	8,0	8,8	18,7	76,8	9,9	11,0	2,3	23,2
Skrubbe										
Frierfjorden	13,1	45,8	8,3	5,2	14,5	74,8	15,8	7,6	1,7	25,2
Reker										
Brevikfjorden	19,2	30,3	8,2	6,0	15,2	68,4	8,4	18,4	4,9	31,6
Blåskjell										
Croftlm.	12,2	33,3	16,8	11,6	31,3	82,3	5,1	6,6	5,3	17,7
Helgeroa	21,4	40,5	9,0	6,9	17,6	84,2	5,2	5,5	4,8	15,8
Klokkertg.	18,4	34,1	13,4	9,5	25,5	84,1	4,4	5,8	5,1	15,9
Risøyodden	14,0	28,2	17,6	12,1	34,8	84,5	3,2	6,1	4,3	15,5
"	16,6	32,1	14,9	10,0	28,7	83,4	3,1	7,3	5,5	16,6
"	13,9	30,8	17,5	11,8	33,8	85,4	2,7	7,5	3,7	14,6
Croftlm. 1)	20,2	31,0	13,3	8,0	23,5	81,3	5,5	7,3	4,8	18,7

1) Fra 1990, øvrige blåskjellprøver fra 1989.

4.2. Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekalor-bifenyl (DCB) og kvikksølv i torsk

Resultatene fra denne faste del av overvåkingen er gjengitt i vedleggstabellene A17 (konsentrasjoner, lengde og vekt, enkeltfisk 1990), A18 (middelkonsentrasjoner og standardavvik 1968 - 1990) og A19 (midlere lengde og vekt 1968 - 1990).

Kvikksølvnivået i torsk fra Frierfjorden vedvarte å ha samme lave nivå som i 1989, dvs. bare såvidt over de 0.2 mg/kg friskvekt som tentativt er foreslått som kriterium for Grenlandspakkens mål vedrørende spiselighet (Knutzen, 1990a). 0.2 mg/kg må imidlertid regnes som et strengt krav og tas standpunkt til av næringsmiddelmyndighetene.

Innholdet av HCB i torskelever ses av fig. 4 å ha gått betraktelig ned fra året før, men det ses også at man har hatt tilsvarende store utslag før (1983). Minskningen fra et nivå på 5 - 10 mg/kg våtvekt i perioden 1976 - 1989 til under 3 mg/kg i 1990 gir en positiv indikasjon, men kan foreløpig ikke med sikkerhet knyttes til den radikale reduksjonen i direkte belastning 3 - 4 måneder før fisken ble innsamlet.

Et innhold på 3 mg/kg friskvekt representerer fremdeles overkonsentrasjoner i størrelsesordenene 100 ganger "høyt bakgrunnsnivå" i bare diffust belastede områder (Knutzen, 1987; Knutzen og Skei, 1990).

OCS (fig. 5) og DCB (fig. 6) viste ingen tilsvarende nedgang. Selv om OCS og særlig DCB skilles ut/nedbrytes langsommere enn HCB i henhold til forsøk med regnbueørret (Norheim og Roald, 1985), var ikke forskjellen større mellom HCB og OCS (halveringstid i lever hhv. 81 og 143 dager) enn at også OCS-innholdet burde ha vist samme tendens dersom HCB-minskningen var et resultat av mindre tilførsel.

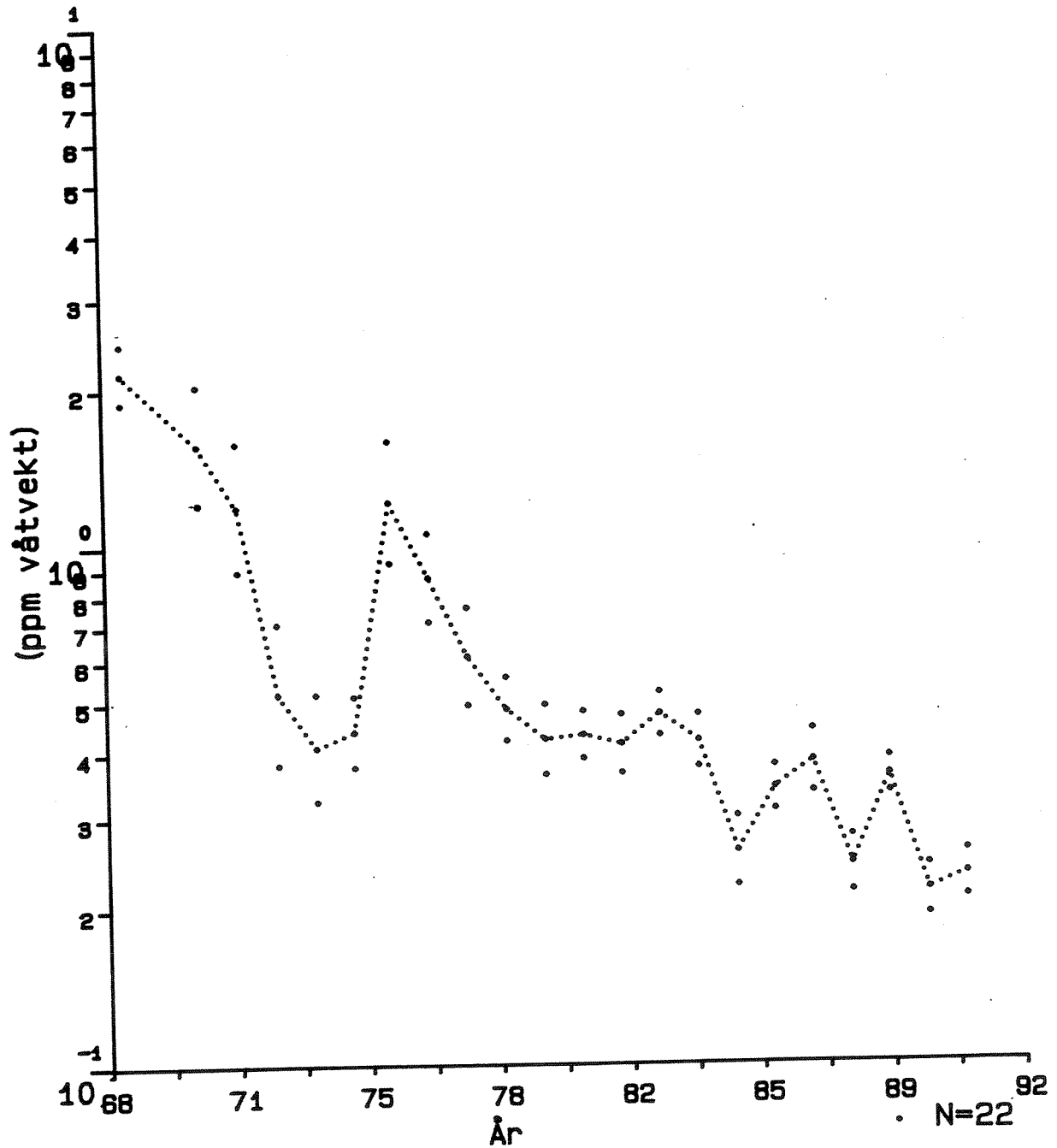
Imidlertid er lagringsmåten forskjellig i ørret og torsk (Hektoen et al., in prep.), og dermed kan det også være forskjeller i elimineringshastigheten. På grunnlag av sine eksperimenter med dosering av radioaktiv HCB i næring, betegner Ingebrigtsen og Palmork (1985) utskillelsen i torsk som "langsom i likhet med i regnbueørret". Imidlertid har Niimi (1987) ut fra deres studier kalkulert en halveringstid for HCB i filet på ikke mer enn 22 dager, mens han ved en omkalkulering av data fra Norheim og Roald (1985) angir 139 dager i regnbueørret. Forskjellen her gjenspeiler både de ulike lagringsmåtene og formodentlig også den usikkerhet som ofte ligger i slike beregninger, særlig når studiene er basert på måling av radioaktivitet alene, der det er vanskelig/umulig å skille stoffskifteprodukter fra morsubstansen.

Elimineringshastigheten for HCB synes forøvrig å avta med økende størrelse hos fisk (Ekelund, 1989, med ref.).

Bortsett fra arbeidet til Norheim og Roald (1985) synes det ikke å ha vært gjort undersøkelser av utskillelse/omsetning av OCS eller DCB i fisk eller andre spiselige arter som er aktuelle i Grenlands-fjordene

Hg - torskefilet

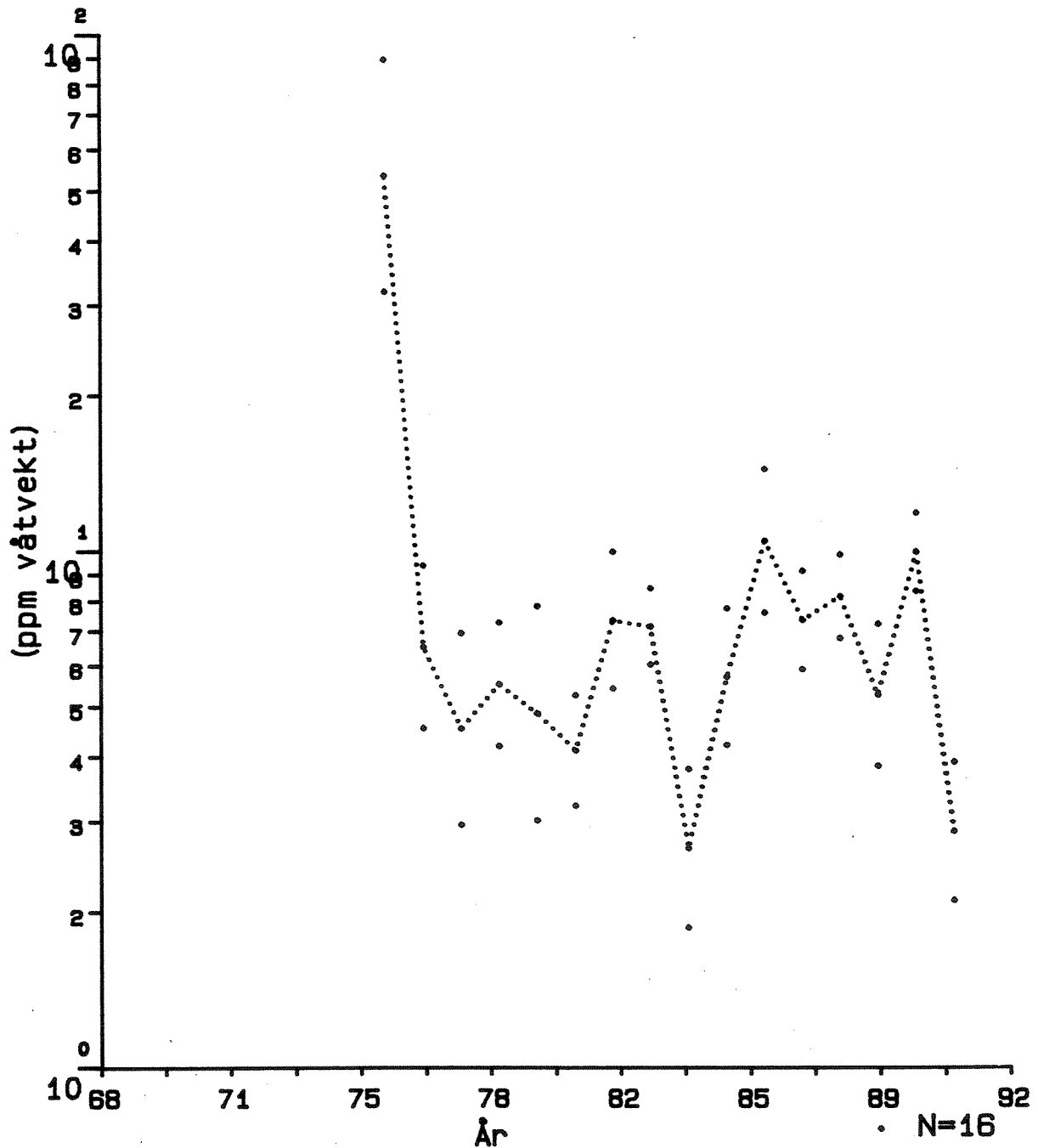
1968 - 1990



Figur 3. Kvikksølv i filet av torsk fra Frierfjorden 1968 - 1990, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

HCB - torskelerver

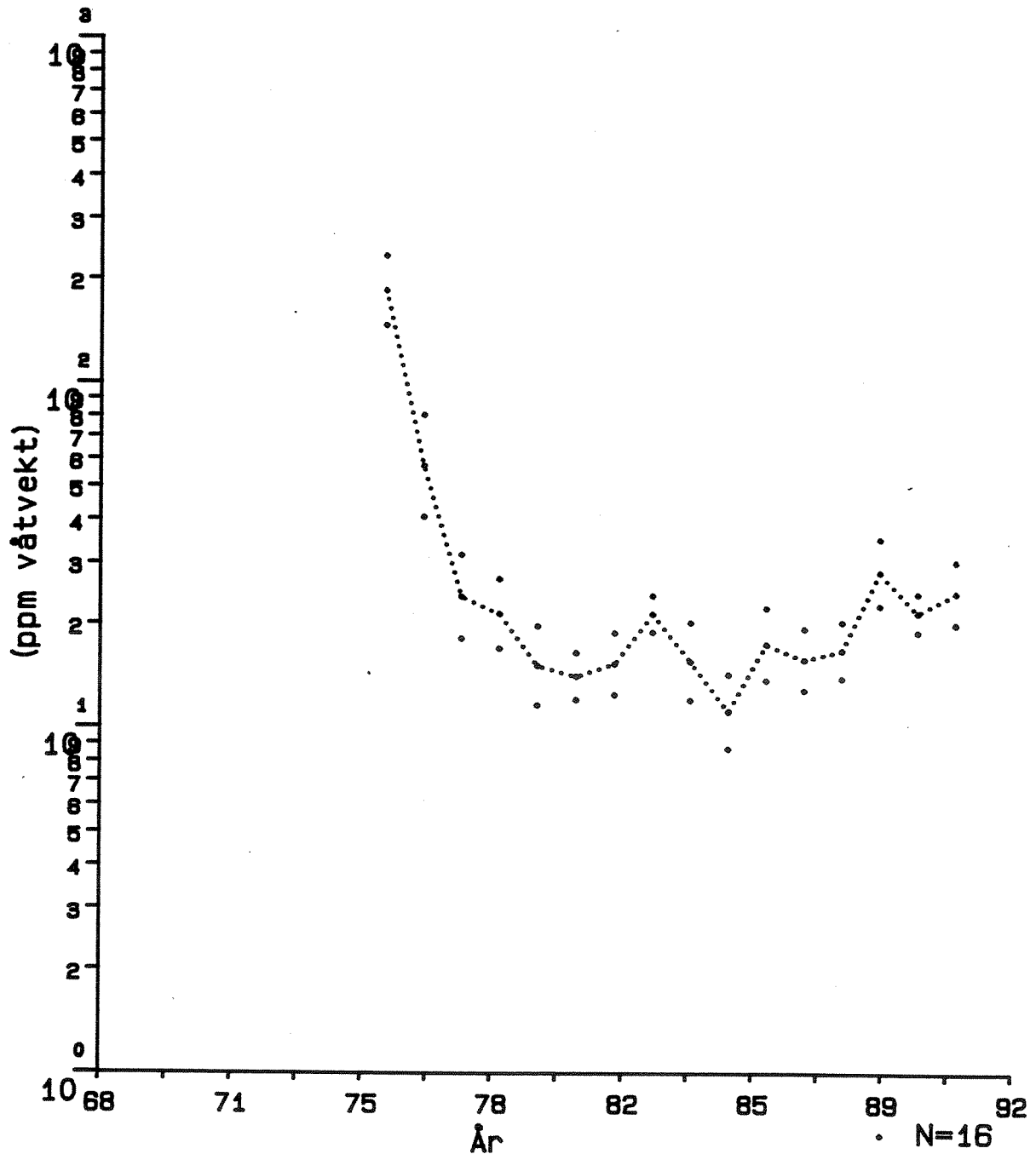
1975 - 1990



Figur 4. Heksaklorbenzen i lever av torsk fra Frierfjorden 1975 - 1990, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

OCS - torskelever

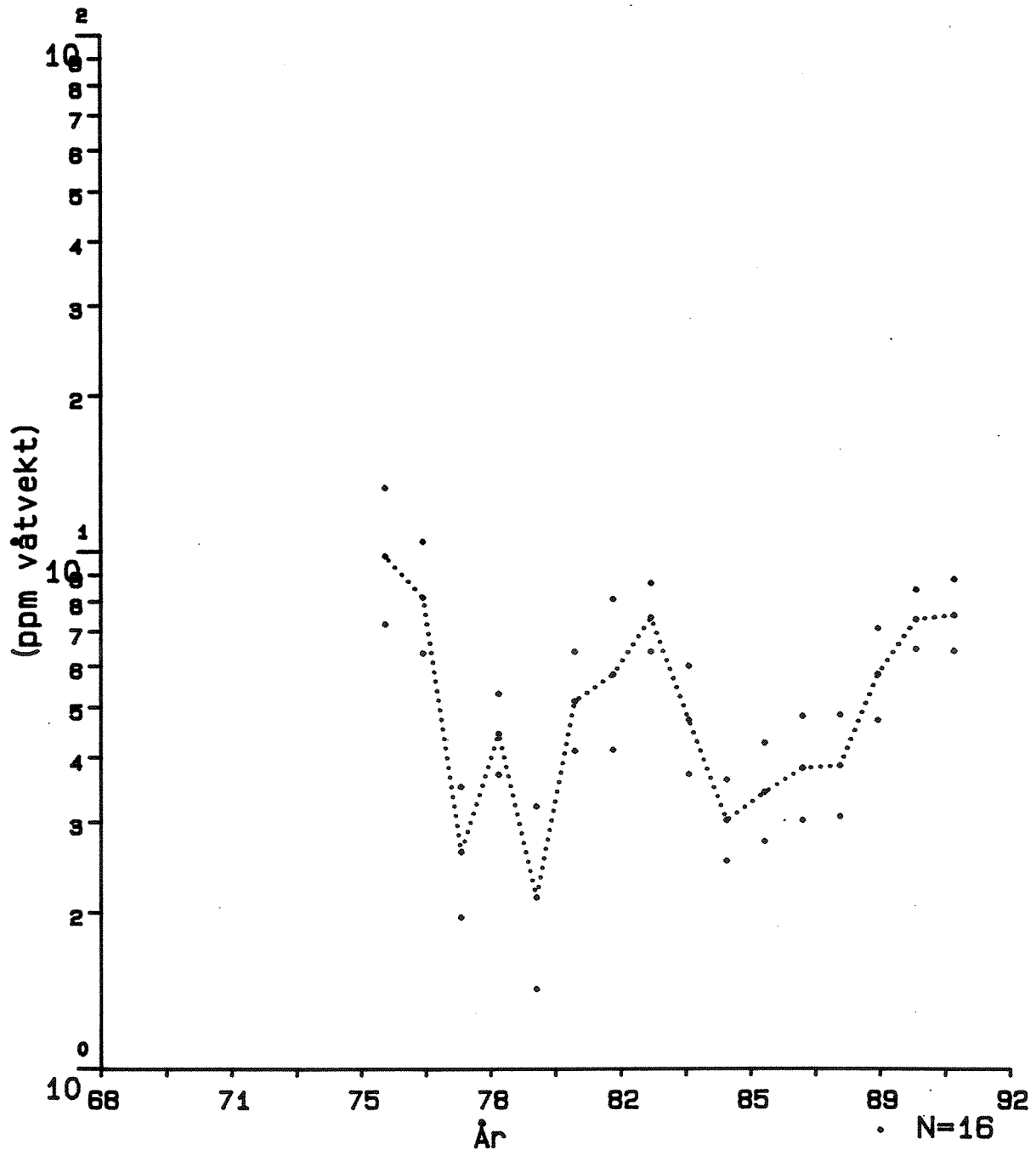
1975 - 1990



Figur 5. Oktaklorstyren i lever av torsk fra Frierfjorden, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

DCB - torskelever

1975 - 1990



Figur 6. Dekaklorbifenyl i lever av torsk fra Frierfjorden, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

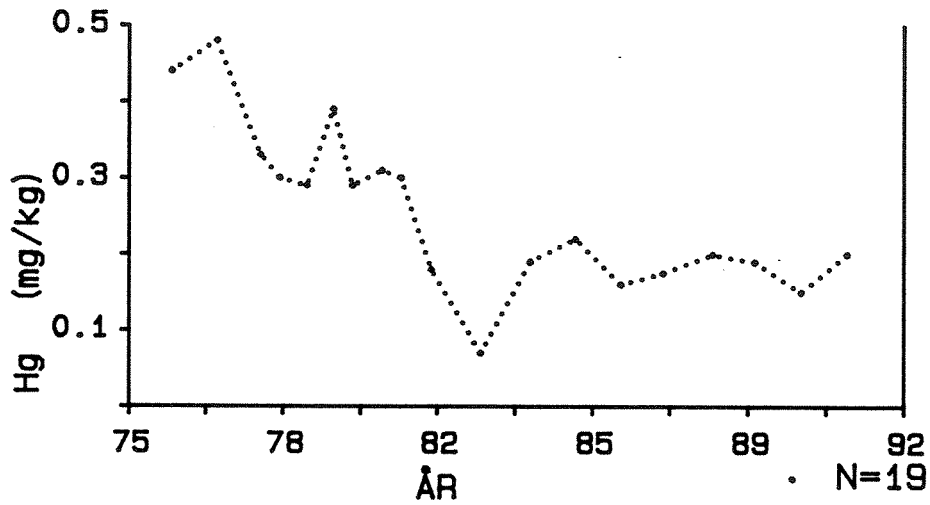
Summen av HCB, OCS og DCB i lever av normalisert 1 kilos fisk ses av fig. 4 - 6 å være i størrelsesordenen 35 mg/kg friskvekt, med OCS som den dominerende forbindelse både mht. konsentrasjon (ca. 25 mg/kg) og praktiske konsekvenser for brukerinteressene. Summen utgjør mer enn 100 ganger høyere konsentrasjon enn det som tentativt er foreslått som øvre grense for spiselighet (Knutzen, 1990b).

Etter den vurdering som er gjort av Dybing (1990) er forekomsten av OCS vesentlig mer kritisk for spiselighet enn HCB-innholdet, med tolerabelt ukeinntak for voksne på hhv. 120 og 1800 µg. Selv hvis man ser bort fra inntak av andre stoffer og andre tilførsler av OCS, vil anbefalt dosegrense fylles opp bare ved å spise 5 g i uken av torskelever fra Frierfjorden. (Imidlertid er dioksininnholdet enda mer kritisk, med en grense for ukentlig leverkonsum på under 1 g. Kfr. leverdata i Knutzen og Oehme, 1988).

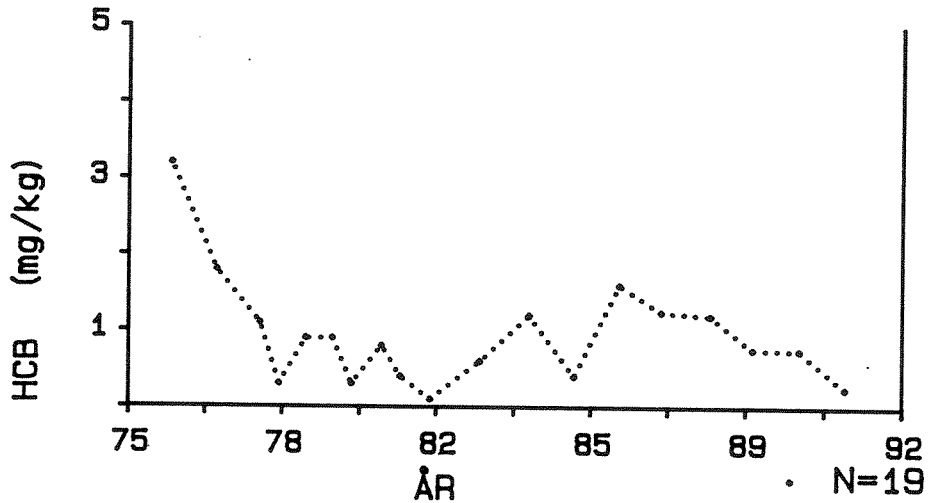
Den ikke vektkorrigerte kvikksølvkonsentrasjonen i filet av torsk fra Eidangerfjorden (fig. 7) ses i 1990 å ligge bare litt under nivået i Frierfjorden. Forholdet kan delvis ha sammenheng med noe høyere gjennomsnittsvekt i fisken fra Eidangerfjorden enn i materialet fra Frierfjorden (vel 670 g mot 543 g). På den annen side var midlere vekt i Eidangerfjordfisken 250 g høyere i 1989 enn i 1990, mens konsentrasjonen ses å ha gått svakt opp (fig. 7). Som tidligere påvist, er imidlertid miljøgiftkonsentrasjonene avhengig av den fangede fiskens vandringshistorie (Gramme et al., 1984), som kan være forskjellig fra år til annet.

Også i Eidangerfjorden var HCB-innholdet lavere i 1990 enn året før (fig. 7), men det ses videre at tilsvarende lave verdier har vært registrert før. Foreløpig er det heller ingen grunn til å legge vekt på utslagene når det gjelder OCS og DCB (fig. 8).

KVIKKSØLV I TORSKEFILET EIDANGERFJORDEN



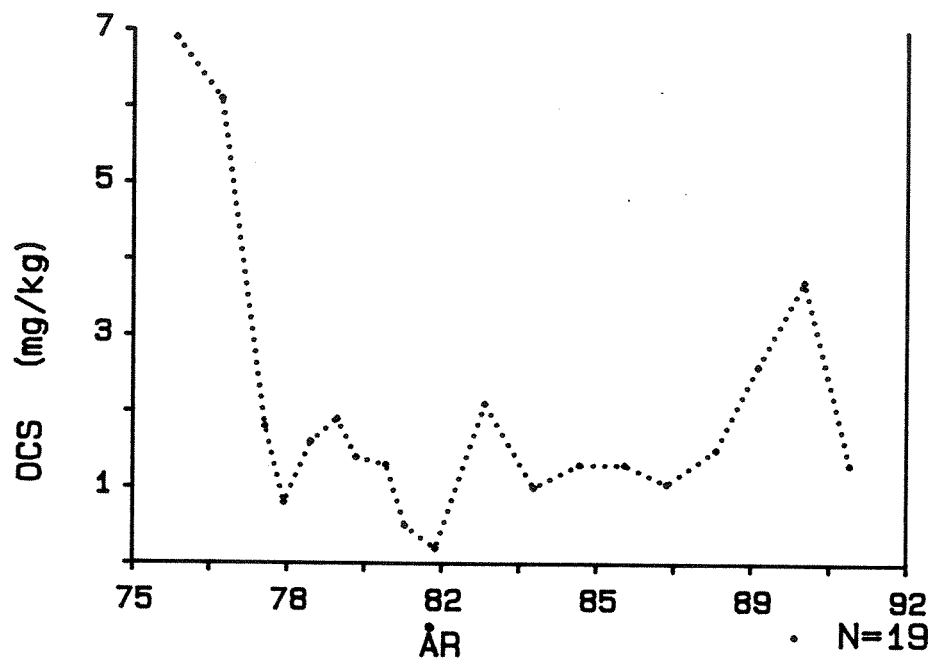
HEKSAKLORBENZEN I TORSKELEVER EIDANGERFJORDEN



Figur 7. Medianverdier for kvikksølv i filet og heksaklorbenzen i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975 - 1990, mg/kg våtvekt. (Ikke korrigert for fiskens vekt).

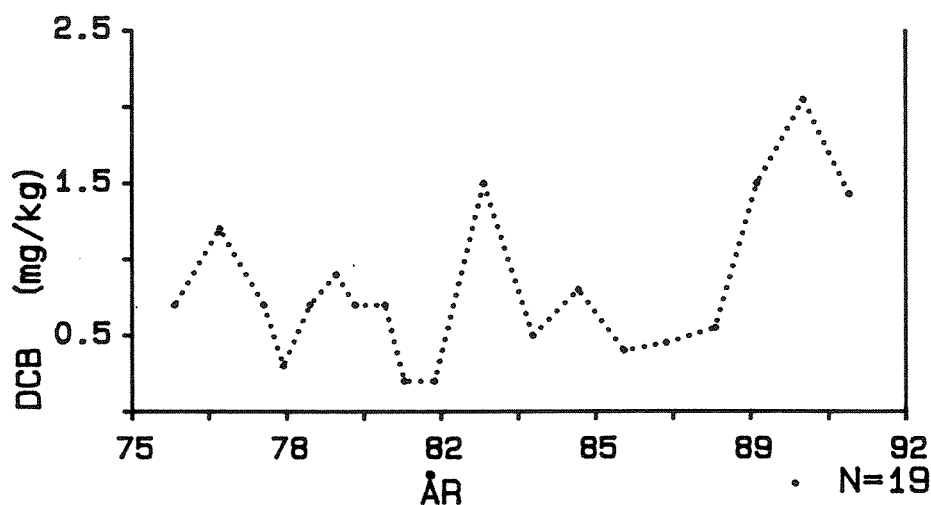
OKTAKLORSTYREN I TORSKELEVER

EIDANGERFJORDEN



DEKAKLORBIFENYL I TORSKELEVER

EIDANGERFJORDEN



Figur 8. Medianverdier for oktaklorstyren og dekaklorbifenyl i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975 - 1990, mg/kg våtvekt. (Ikke korrigert for fiskens vekt).

4.3. Heksaklorbenzen i blåskjell

Forskningscenteret ved Hydro Porsgrunn har fortsatt sin lange serie med observasjoner av klororganiske forbindelser i blåskjell og registrert påtagelig nedgang i HCB-innholdet i skjell fra Croftholmen etter utslippsreduksjonen (Jarandsen, 1994). Fra ca. 200 µg HCB tørrvekt i 1. halvår 1990 sank konsentrasjonen til 15 - 30 µg/kg de siste 4 månedene, - m.a.o. i størrelsesordenen 90% og nær proporsjonalt med minskningen i belastning (> 95%).

På de øvrige stasjonene var det også nedgang, men påliteligheten av disse data hemmes av for høy deteksjonsgrense (≈ 10 µg/kg tørrvekt og "metodisk usikkerhet" for verdier < 50 µg/kg).

Undersøkelser i 1990 innen det felles overvåkingsprogram i regi av Joint Monitoring Group (JMG)/Oslo- og Pariskommisjonen, tyder på at tidligere antatt høyt bakgrunnsnivå på vel 1 µg/kg tørrvekt (0.2 µg/kg friskvekt, Knutzen og Skei, 1990) kan være vel høyt. Selv i indre Oslofjord, der den diffuse belastningen må antas å være betydelig, er det flere tilfeller av < 0.5 µg/kg tørrvekt (JMG/NIVA, unpubl.).

I forhold til et bakgrunnsnivå på 0.5 µg HCB/kg tørrvekt, viste blåskjellene fra Croftholmen i slutten av 1990 overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 30 ganger.

Da den høye deteksjonsgrensen ikke har muliggjort bestemmelse av bl.a. OCS, lar blåskjellenes innhold av klororganiske stoffer, utenom dioksiner, seg ikke sammenligne med forslag til spiselighetskriterium (10 µg/kg friskvekt for sum HCB/OCS/5CB/DCB/7CS, Knutzen, 1990b).

Denne verdifulle analyseserien bør fortsette med forbedret analyseteknikk inntil konsentrasjonen av stoffene har nådd en ny "likevekts"-tilstand eller anses akseptable mht. spiselighet.

4.4. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell

Alle prøver fra 1990 viste omkring antatt høyt bakgrunnsnivå (Knutzen og Skei, 1990) eller bare moderate overkonsentrasjoner. Det må imidlertid tas et visst forbehold for ennå ikke helt overvunne analysetekniske vanskeligheter, som bl.a. er omtalt i forrige års rapport (Knutzen og Green, 1990). Dette har bl.a. ytret seg i behovet for å få flere av 1990-prøvene reanalysert (se nedenfor).

Hovedresultatene, basert på verdier fra reanalysene der slike ble ansett for påkrevet, er vist i tabell 7, mens rådata fremgår av vedleggstabellene A20 (opprinnelige verdier) og A21 (reanalyser).

Av tabell 7 ses at resultatene forskjellig fra Croftholmen ikke var vesentlig forskjellig fra det som ble registrert på stasjonene lenger fra hovedkildene. De høyeste konsentrasjonene representerer ikke mer enn 2 - 4 ganger det som inntil for kort tid siden ble betraktet som et høyt "bakgrunnsnivå" eller normalverdier (Knutzen, 1989), men som kan være satt noe høyt ut fra en del senere observasjoner (bl.a. Knutzen og Green, 1990; Næs et al., 1991; Berge, 1991).

Tabell 7. PAH, KPAH og B(a)P i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene, Telemarkskysten og referansestasjoner 1990, ng/kg friskvekt og ng/kg tørrvekt. Reanalyseverdier merket *. (KPAH = sum potensielt kreftfremkallende forbindelser etter IARC (1987). B(a)P = Benzo(a)pyren, den mest kjent blant PAH).

Stasjoner/dato	Friskvektsbasis			Tørrvektsbasis		
	ΣPAH	KPAH	B(a)P	ΣPAH	KPAH	B(a)P
Croftolmen						
15/3*	151.6	50.4	6.5	1075	357	46
28/6*	144	45	5	1143	357	40
30/7*	123	46	5	885	331	36
31/8*	118	40	4	874	296	30
13/10*	243	73	7	1913	575	55
Langangsfj.						
20/3	163	18	-	1038	115	(<6)
14/10	288	12	2	1591	66	11
Helgeroa						
19/3*	333.6	34.8	3.6	1813	189	20
13/10	158	12	-	893	68	(<6)
Klokkartangen						
15/3*	48.9	12.8	1.1	283	74	6
13/10*	68.7	11.6	1.0	424	72	6
Kreppa						
19/3	284	43	4	1379	209	19
13/10	164	7	-	812	35	(<5)
Portør						
29/3*	84	14.7	1.8	556	97	12
14/10	66	8	-	402	49	(<6)
Flostad						
29/3	146	8	-	811	44	(<6)
14/10	48	5	-	308	32	(<6)

Mangelen på avstandsgradienter, og det generelt moderate nivået, bør under alle omstendigheter kunne tas som et resultat av at belastningen på Frierfjorden og utenforliggende fjorder har gått sterkt ned siden 1986 - 87 (fig. 1). På tross av en viss usikkerhet som hefter ved resultatene, kan hovedtrekkene i den positive utviklingen (tabell 8) anses som reell.

Så lenge det både råder tvil om tilforlatchet av referanseverdier og det er til dels uopklart stort sprik mellom parallellanalyser (tabell 9), har det liten hensikt å kommentere resultatene i detalj.

Ut fra de brukerinteresser som er knyttet til områdene (skjellsanking, mulig fremtidig skjelloppdrett), kan man imidlertid notere seg at mens sum PAH enten forble uforandret eller gikk betydelig ned ved reanalysene, var dette ikke tilfellet for summen av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene (KPAH i tabell 9). Enkelte andre vanlig forekommende forbindelser viste nedgang, varierende fra 50 til over 90% (tabell 9).

Bortsett fra en (ikke reanalysert) verdi fra Kreppa, var det høyest forekomst av KPAH i materialet fra Croftholmen (tabell 7), men det ses at også på referansestasjonene hadde blåskjellene et innhold som ikke kan anses ubetydelig sammenlignet med normalinntak av PAH fra et vanlig kosthold (Knutzen, 1990b, med ref.).

Tabell 8. Middelerverdier og variasjonsintervall av PAH i blåskjell (mg/kg tørrvekt) fra overvåkings-stasjoner i Grenlandsfjordene og på Telemarkskysten 1987 - 1990. For 1987 - 1989 er antall analyser 3; i 1990 5 fra Croftholmen og 2 fra de øvrige. ? markerer usannsynlige verdier. Tallene er delvis avrundet.

År	Crofthlm. v/Brevik	Langangs- fjorden	Helgeroa	Klokkar tangen	Kreppa v/Kragerø
1987	20.6 (6.7-39.3)	4.2 (0.6-6.9)	5.0 (1.3-11.3)	4.3 (1.4-8.6)	4.0 (0.7-6.7)
1988	11.9 (5.8-20.2)	2.7 (0.3-6.7)	2.7 (0.7-5.3)	2.6 (0.4-6.3)	2.5 (0.4-5.7)
1989	3.0 (0.7-7.4)	1.1? (0.1?-2.4)	0.8? (0.1?-2.1)	0.5? (0.2?-0.9)	0.7? (0.2?-1.0)
1990	1.2 (0.9-1.9)	1.3 (1.0-1.6)	1.35 (0.9-1.8)	0.35 (0.3-0.4)	1.1 (0.8-1.4)

Tabell 9. Opprinnelige og reanalyserte verdier for Σ PAH og utvalgte grupper og enkeltstoffer i blåskjell fra Grenlandsfjordene, Telemarkskysten og Sørlandskysten 1990, ng/kg våtvekt. Reanalyser merket: *. Ikke påvist: -.

Prøver	Σ PAH	KPAH	B(a)P	Antracen	Fluoranten
Croftholmen					
15/3	192	50	1	-	42
15/3*	151.6	50.4	6.5	2.1	22
28/6	121	20	1	1	40
28/6*	144	45	5	2	22
30/7	131	29	1	-	39
30/7*	123	46	5	2	15
31/8	104	19	-	-	40
31/8*	118	40	4	2	18
13/10	204	39	1	1	66
13/10*	243	73	7	2	30
Helgeroa					
19/3	752	26	1	83	214
19/3*	333.6	34.8	3.6	30	73
Klokkartangen					
15/3	292	21	1	54	68
15/3*	48.9	12.8	1.1	1.0	7.3
13/10	1176	15	-	126	267
13/10*	68.7	11.6	1.0	1.4	18
Portør					
29/3	403	13	-	74	133
29/3*	84	14.7	1.8	1.1	15

5. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

1990-overvåkingen har frembragt enkelte resultater som det synes behov for at næringsmiddelmyndigheter og fiskerimyndigheter vurderer. Det gjelder spesielt tilfeller som ikke omfattes av de siste kostholdsråd/omsetningsrestriksjoner (SNT, 1991).

- Dioksininnholdet i sjøørret og reker fra Brevikfjorden.

Sjøørret eksponeres delvis via bunndyr der forurensningsnivået ikke kan ventes å bli raskt redusert. Også reker er det sannsynlig at forurenses vesentlig fra sedimenter og bunnlevende dyr der forurensningsnivået bare langsomt vil avta.

- Den betydelige kontamineringen med PCDF/PCDD i sild og makrell fra Brevikfjorden.

Dette er arter som inngår i pelagiske næringskjeder, men disse kan ha forgreninger som inneholder bunndyr - fiskeyngel. Om det primært er den direkte utslippsbelastning som er årsak til nivåene i sild og makrell, vil først med sikkerhet kunne ses fra 1991-resultaten.

- Ål,

som inneholdt mye PCDF/PCDD enten den var fanget i Brevikfjorden eller nedover mot Kragerø. Det antas at en god del ål fra dette området eksporteres.

Målet i Grenlandspakken om restriksjonsløst konsum av fisk og skalldyr vil bli oppfylt etappevis både geografisk og mht. hvilke arter. I denne forbindelse synes det ønskelig at næringsmiddelmyndighetene angir hva som kan anses som akseptable konsentrasjoner av ulike miljøgifter (inkludert PAH) i forskjellige arter. Alternativt må man være forberedt på å måtte revidere omsetningsrestriksjoner/kostholdsråd hvert år i de nærmeste årene.

På grunn av usikkerheten omkring betydningen av restbelastningen fra forskjellige deler av vedvarende forurensede omgivelser i forhold til gjenværende utslipp, bør man forberede seg til en situasjon hvor nivåene av de mest kritiske stoffer (PCDF/PCDD og OCS) ikke underskrider akseptable grenser. Om det da blir aktuelt å iverksette ytterligere tiltak, bør man først være sikker på at ikke forholdet skyldes delvis sviktende evne til å utskille stoffene. Det bør derfor vurderes å gjøre utskillelsesforsøk på forhånd, dvs. overføre arter med ulike levevis/levesteder fra de forurensede omgivelsene i Frierfjorden/Brevikfjorden til rent vann og følge utviklingen i innholdet av klororganiske stoffer over en periode.

6. LITTERATUR

- Adams, W.J., G.M. DeGraeve, T.D. Sabourin, J.D. Cooney, og G.M. Mosher, 1986. Toxicity and bioconcentrations of 2,3,7,8-TCDD to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Chemosphere* 15: 1503-1511.
- Asplund, L., B. Jansson, C. de Wit m.fl., 1990. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) and dibenzofuran (PCDF) compared to other organohalogen pollutants in biological samples from Swedish ecosystems. S. 405-409 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): *Organohalogen Compounds, Vol. 1. DIOXIN '90*. EPRI-seminar. Toxicology, Environment, Food, Exposure-risk. ECO-INFORMA Press. Bayreuth, 1990.
- Batterman, A.R., P.M. Cook, K.B. Lodge, D.B. Lothenbach og B.C. Butterworth, 1989. Methodology used for a laboratory determination of relative contributions of water, sediment and food chain routes of uptake for 2,3,7,8-TCDD bioaccumulation by lake trout in Lake Ontario. *Chemosphere* 19: 451-458.
- Beck, H., K. Eckart, W. Mathar og R. Wittkowski, 1989. PCDD and PCDF body burden from food intake in the federal republic of Germany. *Chemosphere* 18: 417-424.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer fra Hvaler7Koster området. Rapport 446/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8805501/O-900346 (l.nr. 2560), under trykking.
- Berge, J.A. og J. Knutzen. 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 3: Opptak av miljøgifter i fisk. NIVA-rapport O-8806803 (l.nr. 2197), 56 s. ISBN 82-577-1487-9.
- Berge, J.A. og J. Knutzen, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3. Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgiftinnhold i bunndyr fra Frierfjorden og Brevikfjorden. NIVA-rapport O-895904/E-90406 (l.nr. 2573), 143 s. ISBN 82-577-1897-1.
- Bergqvist, P.-A., M. Hjelt og C. Rappe, 1990. Bioaccumulation of PCDDs and PCDFs in farmed salmon with natural herring oil added to the feed. S. 111-119 i C. Wahlberg, A. Minderhoud og G. Agletti (red.): *Transport of organic micropollutants in estuaries, marine and brackish waters*. Commission of the European Communities, Water Pollution Res.Rep. 24.
- Biseth, Å., M. Oehme og K. Færden, 1990. Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in selected Norwegian food. S. 463-466 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): *Organohalogen Compounds, Vol. 1. DIOXIN '90*, EPRI-seminar. Toxicology, Environment, Food, Exposure-risk. ECO-INFORMA Press. Bayreuth, 1990.
- Bjerkeng, B., J. Knutzen, R. Gulbrandsen og J. Skei, 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3. Omsetning av miljøgifter. NIVA-rapport O-900227/E-90425 (l.nr. 2597), 121 s. ISBN 82-577-1905-6.
- Ekelund, R., 1989. Bioaccumulation and biomagnification of hydrophobic persistent compounds as exemplified by hexachlorobenzene. S. 128-149 i L. Landner (red.): *Chemicals in the aquatic environment. Advanced hazard assessment*. Springer-Verlag Berlin, etc. 415 s.

- Færden, K., 1991. Dioksiner i næringsmidler. oppsummering av dioksinanalyser i 1989 og 1990. SNT-rapport 4, 1991, 33 s. + vedlegg. ISSN 0802-1627.
- Gramme, P.E., G. Norheim, B. Bøe, B. Underdal og O.C. Böckman, 1984. Detection of cod (*Gadus morhua*) subpopulations by chemical and statistical analysis of pollutants. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 433-440.
- Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis of high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. J. AOAC 58: 725-.
- Gulbrandsen, R., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 2, Operasjonalisering av målene. NIVA-rapport O-90027 (l.nr. 2485), 23 s. ISBN 82-577-1798-3.
- Gulbrandsen, R., J. Molvær, J. Knutzen og A. Stigebrandt, 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 4. Vurdering av tiltak. NIVA-rapport O-90027 (l.nr. 2598), 96 s. ISBN 82-577-1904-8.
- Hektoen, H., K. Ingebrigtsen, E.M. Brevik og M. Oehme. Interspecies differences in tissue distribution of 2,3,7,8-tetrachloro-dibenzo-p-dioxin between cod (*Gadus morhua*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mytriss*). Manuskript.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Jarandsen, B., 1991. Magnesiumfabrikk - HP. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Hydro, Forskningscenteret i Porsgrunn. Prosjekt nr. R22652200. Dok.nr. 91B.BZ6, 4 s. + vedlegg.
- Kleeman, J., J.R. Olson, S.M. Chen og R.E. Peterson, 1986. Metabolism and disposition of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in rainbow trout. Toxicol. Appl. Pharmacol. 83: 391-401.
- Knutzen, J., 1987. Om bakgrunnsnivåer av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 2002), 173 s. ISBN 82-577-1251-5.
- Knutzen, J., 1989a. PAH i det akvatiske miljø - opptak, utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s. ISBN 82-577-1497-6.
- Knutzen, J., 1990a. Polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner og andre persistente klororganiske forbindelser i sjøørret fra Klosterfoss/Skienselva oktober 1989. NIVA-rapport O-89227 (l.nr. 2393), 13 s. ISBN 82-577-1684-7.
- Knutzen, J., 1990b. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 1. Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat. NIVA-rapport O-90027 (l.nr. 2469), 45 s. ISBN 82-577-1780-0.
- Knutzen, J., og N. Green, 1990. Overvåking av miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. Rapport nr. 415/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000312 (l.nr. 2470), 41 s. ISBN 82-577-1781-9.

- Knutzen, J. og M. Oehme, 1988. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skalldyr og sedimenter fra Frierfjorden med tilgrensende områder 1987 - 1988. NIVA-rapport O-87083 (l.nr. 2189), 143 s. ISBN 82-577-1477-1.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1990. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner i 1988 - 1989. NIVA-rapport O-88185 (l.nr. 2346), 110 s. ISBN 82-577-1629-4.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1991. Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i krabber fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten høsten 1990. NIVA-rapport O-90194 (l.nr. 2583), 30 s. ISBN 82-577-1921-8.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J., K. Martinsen og M. Oehme, 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1986 - 1987. Rapport 312/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000357 (l.nr. 2114), 110 s. ISBN 82-577-1392-9.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Konieczny, R.M., J. Knutzen og J. Skei, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2: Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport O-895902/E-90406 (l.nr. 2572), 80 s. ISBN 82-577-1896-3.
- Kuehl, D.W., P.M. Cook, A.R. Batterman, D. Lothenbach og B.C. Butterworth, 1987. Bioavailability of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from contaminated Wisconsin river sediment to carp. *Chemosphere* 16: 667-679.
- Kuehl, D.W., P.M. Cook og A.R. Batterman, 1986. Uptake and depuration of PCDDs and PCDFs in freshwater fish. *Chemosphere* 15: 2023-2026.
- Lindström, L., C. Monfelt og M. Notini, 1989. Recipientundersökningar vid Tofte, Oslofjorden, sommaren och hösten 1988. Rapport fra Svenska Miljöforskargruppen AB, Fryksta. 56 s. + vedlegg.
- Manö, S., P. Fürst og M. Oehme, 1988. Cocentration levels of PCDD and PCDF in the Norwegian environment. S. 362 i *Dioxin '88. The 8th Int. Symp. on Chlorinated Dioxins and Related Compounds.* Aug. 21-26, 1988, Umeå, Sweden. Final Program and Abstracts.
- Marthinsen, I., 1990. Biologiske parametre og innhold av klororganiske forbindelser i skrubbe (*Platichthys flesus* L.) fra Hvalerområdet. Hovedfagsoppgave ved Biologisk Inst., Universitetet i Oslo, 89 s. (Unpubl.).

- Mehrle, P.M., D.R. Buckler, E.E. Little et al., 1988. Toxicity and bioconcentration of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in rainbow trout. *Environ.Toxicol.Chem.* 7: 47-62.
- Monfelt, C. og L. Lindeström, 1989. Undersökning av skrubbskädda (*Platichthus flesus* L.) fångad i Hvaler- och Singlefjordsområdet hösten 1988. Rapport fra Svenska Miljöforskargruppen AB, Fryksta, 19 s. + vedlegg.
- Muir, D.C.G. og A.L. Yarechewski, 1988. Dietary accumulation of four chlorinated dioxins congeners by rainbow trout and fathead minnows. *Environ.Toxicol.Chem.*, 7: 227-236.
- Muir, D.C.G., A.L. Yarechewski, D.A. metner m.fl., 1990. Dietary accumulation and sustained hepatic mixed function oxidase enzyme inductions by 2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran in rainbow trout. *Environ.Toxicol.Chem.*, 9: 1463-1472.
- Niimi, A.J., 1987. Biological half-lives of chemicals in fish. *Rev.Environ.Contam.Toxicol.* 99: 1-46.
- Nordisk Dioxinriskbedömning, 1988. Rapport fra Nordisk Ministerråd, Miljörapport 1988:7 (NORD 1988:49). 129 s. + bilag. (Forf.: U.G. Ahlberg, H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg).
- Norheim, G. og S.O. Roald, 1985. Distribution and elimination of hexachlorobenzene, octachlorostyren and decachlorobiphenyl in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Aquat.Toxicol.* 6: 13-24.
- Næs, K. og E. Oug, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport O-895903/E-90406 (l.nr. 2570), 193 s. ISBN 82-577-1885-8.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89170, under trykking.
- Oehme, M., S. Manö, E.M. Brevik og J. Knutzen, 1989. Determination of polychlorinated dibenzofuran (PCDF) and dibenzo-p-dioxin (PCDD) levels and isomer patterns in fish, crustacea, mussel and sediment samples from a fjord region polluted by Mg-production. *Frezenius Z.Anal.Chem.* 335: 987-997.
- Servos, M.R., D.C.G. Muir, D.M. Whittle, D.B. Sergeant og G.R.B. Webster, 1989. Bioavailability of octachlorodibenzo-p-dioxin in aquatic ecosystems. *Chemosphere* 19: 969-972.
- Startin, J.R., M. Rose, C. Wright, I. Parker og J. Gilbert, 1990. Surveillance of British foods for PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 20: 793-798.
- SNT (Statens Næringsmiddeltilsyn), 1991. Forurensning av fisk og skalldyr i Grenlandsområdet. Brosjyre, juni 1991.

SFTs kontrollseksjon i Nedre Telemark, 1991. Årsrapport 1990. Statens forurensningstilsyn.
ISBN 82-90031-79-3.

Wit, C. de, B. Jansson, M. Strandell m.fl.; 1990. Results from the first year of the Swedish dioxin
survey. Chemosphere 20: 1473-1480.

P9462.XLS

Tabell A1. PCDF/PCDD i lever av torsk
fra Frierfjorden des. 1975,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	90/515
PRØVEBESKRIVELSE	TORSKELEVER
KUNDE	NIVA
KUNDES PRØVENUMMER	FRIERFJORDEN 1975
DATAFILER	>T9462,
TOTAL PRØVEMENGDE	0,500 <i>Fettprosent: 28.0</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	ng/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

DETEKSJONSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEG

#VALUE: FOREKOMMER VANLIGVIS IKKE I BIOL. PRØVER

KOMPONENT	KONS. ng/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	32,764	46,6%	3,28
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	93,820		0,94
23478-penta-CDF	35,857	62,3%	17,93
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	61,290	65,7%	6,13
123678-hexa-CDF	61,079		6,11
123789-hexa-CDF	1,796		0,18
234678-hexa-CDF	4,466		0,45
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	2,844	46,3%	0,03
1234789-hepta-CDF	1,856		0,02
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	1,116		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		35,05
2378-tetra-CDD	0,675	43,5%	0,67
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	2,245	31,6%	1,12
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,597		0,06
123678-hexa-CDD	8,098	51,7%	0,81
123789-hexa-CDD	1,477		0,15
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,475	45,9%	0,00
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	0,168	41,0%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		2,82
SUM 2,3,7,8-TEQ			37,87

Tabell A2. PCDF/PCDD i lever av torsk
fra Frierfjorden des. 1976,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	90/516
PRØVEBESKRIVELSE	TORSKELEVER
KUNDE	NIVA
KUNDENS PRØVENUMMER	FRIERFJORDEN 1976
DATAFILER	>T9461
TOTAL PRØVEMENGDE	0,500 <i>Fettprosent: 46.6</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	ng/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

DETEKSJONSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEG

#VALUE: FOREKOMMER VANLIGVIS IKKE I BIOL. PRØVER

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	ng/g
2378-tetra-CDF	5,259	47,3%	0,53
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	16,479		0,16
23478-penta-CDF	6,676	67,4%	3,34
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	11,098	65,1%	1,11
123678-hexa-CDF	11,023		1,10
123789-hexa-CDF	0,260		0,03
234678-hexa-CDF	1,199		0,12
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,871	47,2%	0,01
1234789-hepta-CDF	0,083		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,462		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		6,40
2378-tetra-CDD	0,135	43,4%	0,14
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,241	32,5%	0,12
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,102		0,01
123678-hexa-CDD	1,195	52,0%	0,12
123789-hexa-CDD	0,265		0,03
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,093	48,0%	0,00
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	0,035	43,9%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,42
SUM 2,3,7,8-TEQ			6,82

Tabell A3. PCDF/PCDD i filét av ål fra
Frierfjorden mai/juni 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER 91/75
PRØVEBESKRIVELSE ÅL, MAI/JUNI 1990
KUNDE NIVA, PR. 800312
KUNDES PRØVENUMMER FRIERFJORDEN
DATAFILER P0107, P0119

TOTAL PRØVEMENGDE 10,000 *Fettprosent: 27.4*
ENHET FOR PRØVEMENGDE g
ENHET I RAPPORT pg/g

<:DETEKSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	2,079	86,2%	0,21
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	3,413		0,03
23478-penta-CDF	17,757	90,1%	8,88
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	138,739	99,6%	13,87
123678-hexa-CDF	45,055		4,51
123789-hexa-CDF	1,973		0,20
234678-hexa-CDF	11,409		1,14
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	92,210	85,2%	0,92
1234789-hepta-CDF	33,574		0,34
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	72,079		0,07
SUM FURANER	#VALUE!		30,17
2378-tetra-CDD	4,081	81,5%	4,08
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	22,601	93,5%	11,30
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	20,346		2,03
123678-hexa-CDD	40,552	84,0%	4,06
123789-hexa-CDD	4,637		0,46
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	20,575	77,7%	0,21
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	13,876	69,6%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		22,16
SUM 2,3,7,8-TEQ			52,32

PR0104.XLS

Tabell A4. PCDF/PCDD i filét av ål fra
Brevikfjorden/Gml. Langesund
mai 1990, ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER 91/76
PRØVEBESKRIVELSE ÅL, MAI 1990
KUNDE NIVA, PR. 800312
KUNDENS PRØVENUMMER BREVIKFJ./GML LANGESUND
DATAFILER P0104, P0116

TOTAL PRØVEMENGDE 10,000 *Fettprosent: 14.1*
ENHET FOR PRØVEMENGDE g
ENHET I RAPPORT pg/g

<:DETEKSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	1,560	92,7%	0,16
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	3,221		0,03
23478-penta-CDF	14,658	98,1%	7,33
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	66,286	91,9%	6,63
123678-hexa-CDF	27,613		2,76
123789-hexa-CDF	1,957		0,20
234678-hexa-CDF	8,459		0,85
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	27,729	77,5%	0,28
1234789-hepta-CDF	10,347		0,10
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	10,872		0,01
SUM FURANER	#VALUE!		18,34
2378-tetra-CDD	3,638	83,7%	3,64
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	23,978	96,1%	11,99
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	12,947		1,29
123678-hexa-CDD	24,692	86,6%	2,47
123789-hexa-CDD	3,650		0,37
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	7,586	76,9%	0,08
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	4,167	64,7%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		19,84
SUM 2,3,7,8-TEQ			38,18

PR0103.XLS

Tabell A5. PCDF/PCDD i filét av ål fra
Såstein mai 1990,
nq/kg friskvekt.

PRØVENUMMER 91/77
PRØVEBESKRIVELSE ÅL, MAI 1990
KUNDE NIVA, PR. 800312
KUNDENS PRØVENUMMER SÅSTEIN
DATAFILER P0103, P0115

TOTAL PRØVEMENGDE 10,000 *Fettprosent: 9.7*
ENHET FOR PRØVEMENGDE g
ENHET I RAPPORT pg/g

<:DETEKSJONGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	2,571	92,9%	0,26
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	2,209		0,02
23478-penta-CDF	5,710	99,7%	2,86
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	17,798	92,1%	1,78
123678-hexa-CDF	8,681		0,87
123789-hexa-CDF	0,696		0,07
234678-hexa-CDF	2,488		0,25
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	5,377	76,1%	0,05
1234789-hepta-CDF	1,751		0,02
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	2,079		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		6,17
2378-tetra-CDD	1,009	84,0%	1,01
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	5,077	98,0%	2,54
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	2,175		0,22
123678-hexa-CDD	5,249	87,2%	0,52
123789-hexa-CDD	0,928		0,09
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	1,792	73,0%	0,02
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	1,995	58,8%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		4,40
SUM 2,3,7,8-TEQ			10,58

PR0102.XLS

Tabell A6. PCDF/PCDD i filét av ål fra
Arøy/Vågøy mai 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	91/78
PRØVEBESKRIVELSE	ÅL, MAI 1990
KUNDE	NIVA, PR. 800312
KUNDENS PRØVENUMMER	ARØY/VÅGØY
DATAFILER	P0102, P0114
TOTAL PRØVEMENGDE	10,000 <i>Fettprosent: 16.6</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:DETEKSJONGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
2378-tetra-CDF	5,148	95,9%	0,51
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	8,697		0,09
23478-penta-CDF	12,631	97,0%	6,32
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	34,191	87,7%	3,42
123678-hexa-CDF	18,033		1,80
123789-hexa-CDF	1,012		0,10
234678-hexa-CDF	4,029		0,40
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	11,212	68,2%	0,11
1234789-hepta-CDF	4,067		0,04
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	6,857		0,01
SUM FURANER	#VALUE!		12,80
2378-tetra-CDD	2,217	86,3%	2,22
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	8,759	93,1%	4,38
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	4,355		0,44
123678-hexa-CDD	8,732	80,2%	0,87
123789-hexa-CDD	1,669		0,17
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	4,219	68,0%	0,04
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	2,714	54,6%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		8,12
SUM 2,3,7,8-TEQ			20,92

PR0105.XLS

Tabell A7. PCDF/PCDD i filét av sjøørret
fra Frierfjorden april/mai
1990, ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	91/74
PRØVEBESKRIVELSE	SJØØRRET, APR/MAI 1990
KUNDE	NIVA, PR. 800312
KUNDES PRØVENUMMER	FRIERFJORDEN
DATAFILER	P0105, P0117
TOTAL PRØVEMENGDE	10,000 <i>Fettprosent: 1.3</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:DETEKSJONGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	15,401	72,2%	1,54
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	28,364		0,28
23478-penta-CDF	83,326	83,2%	41,66
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	45,371	78,9%	4,54
123678-hexa-CDF	34,747		3,47
123789-hexa-CDF	1,713		0,17
234678-hexa-CDF	5,244		0,52
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	17,099	67,8%	0,17
1234789-hepta-CDF	5,375		0,05
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	6,903		0,01
SUM FURANER	#VALUE!		52,43
2378-tetra-CDD	21,956	81,3%	21,96
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	15,800	75,9%	7,90
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	1,029		0,10
123678-hexa-CDD	6,127	74,1%	0,61
123789-hexa-CDD	1,527		0,15
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	4,031	69,0%	0,04
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	3,242	60,5%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		30,77
SUM 2,3,7,8-TEQ			83,19

PR0079.XLS

Tabell A8. PCDF/PCDD i filét av sjørret
fra Brevikfjorden mai 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	91/73
PRØVEBESKRIVELSE	SJØØRRET, MAI 1990
KUNDE	NIVA, PR. 800312
KUNDENS PRØVENUMMER	BREVIKFJ./GML. LANGES.
DATAFILER	P0079, P0121
TOTAL PRØVEMENGDE	40,000 <i>Fettprosent: 0.8</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:DETEKSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	2,526	95,7%	0,25
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	5,564		0,06
23478-penta-CDF	8,827	98,9%	4,41
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	6,353	94,5%	0,64
123678-hexa-CDF	4,670		0,47
123789-hexa-CDF	0,249		0,02
234678-hexa-CDF	0,699		0,07
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	1,989	83,9%	0,02
1234789-hepta-CDF	0,664		0,01
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	1,027		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		5,95
2378-tetra-CDD	2,220	85,1%	2,22
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	2,325	92,5%	1,16
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,187		0,02
123678-hexa-CDD	0,837	90,7%	0,08
123789-hexa-CDD	0,198		0,02
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,546	81,6%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	0,646	70,0%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		3,51
SUM 2,3,7,8-TEQ			9,46

PR0081.XLS

Tabell A9. PCDF/PCDD i filét av makrell
fra Brevikfjorden okt. 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	91/79
PRØVEBESKRIVELSE	MAKRELL, OKT. 1990
KUNDE	NIVA, PR. 800312
KUNDENS PRØVENUMMER	BREVIKFJ./GML. LANGESUND
DATAFILER	P0081, P0113
TOTAL PRØVEMENGDE	10,000 <i>Fettprosent: 15.8</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:DETEKSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	54,777	104,6%	5,48
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	24,310		0,24
23478-penta-CDF	23,731	103,3%	11,87
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	6,998	97,0%	0,70
123678-hexa-CDF	4,616		0,46
123789-hexa-CDF	0,444		0,04
234678-hexa-CDF	1,005		0,10
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	1,156	82,9%	0,01
1234789-hepta-CDF	0,404		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	1,068		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		18,91
2378-tetra-CDD	3,622	79,2%	3,62
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	3,895	100,8%	1,95
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,514		0,05
123678-hexa-CDD	1,305	95,1%	0,13
123789-hexa-CDD	0,201		0,02
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,804	80,4%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	1,956	66,1%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		5,78
SUM 2,3,7,8-TEQ			24,69

PR0080.XLS

Tabell A10. PCDF/PCDD i filét av sild
fra Brevikfjorden mars 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	91/80
PRØVEBESKRIVELSE	SILD, 21.3.90
KUNDE	NIVA, PR. 800312
KUNDES PRØVENUMMER	BREVIKFJORDEN
DATAFILER	P0080, P0112
TOTAL PRØVEMENGDE	10,000 <i>Fettprosent: 4.2</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:DETEKSJONGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	4,341	98,3%	0,43
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	37,564		0,38
23478-penta-CDF	30,204	90,0%	15,10
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	22,184	86,5%	2,22
123678-hexa-CDF	24,085		2,41
123789-hexa-CDF	1,603		0,16
234678-hexa-CDF	3,713		0,37
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	3,919	76,9%	0,04
1234789-hepta-CDF	1,848		0,02
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	2,067		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		21,13
2378-tetra-CDD	2,709	88,9%	2,71
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	6,032	86,6%	3,02
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	1,491		0,15
123678-hexa-CDD	4,028	83,9%	0,40
123789-hexa-CDD	0,905		0,09
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	1,347	74,7%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	1,759	63,8%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		6,38
SUM 2,3,7,8-TEQ			27,51

PR0108.XLS

Tabell All. PCDF/PCDD i skrubbe fra
Frierfjorden okt. 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	91/81
PRØVEBESKRIVELSE	SKRUBBE, OKT. 1990
KUNDE	NIVA, PR. 800312
KUNDENS PRØVENUMMER	FRIERFJORDEN
DATAFILER	P0108, P0120
TOTAL PRØVEMENGDE	25,000 <i>Fettprosent: 0.85</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:DETEKSJONGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	22,706	78,3%	2,27
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	18,451		0,18
23478-penta-CDF	15,812	90,8%	7,91
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	14,436	93,2%	1,44
123678-hexa-CDF	8,916		0,89
123789-hexa-CDF	0,422		0,04
234678-hexa-CDF	1,251		0,13
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	3,386	84,6%	0,03
1234789-hepta-CDF	2,095		0,02
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	4,512		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		12,92
2378-tetra-CDD	2,735	84,8%	2,73
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	2,630	80,4%	1,32
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,606		0,06
123678-hexa-CDD	1,902	84,5%	0,19
123789-hexa-CDD	0,366		0,04
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	1,258	83,4%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	1,592	76,3%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		4,35
SUM 2,3,7,8-TEQ			17,27

PR0072.XLS

Tabell A12. PCDF/PCDD i reker fra
Brevikfjorden des. 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	91/72
PRØVEBESKRIVELSE	REKER, DES. 1990
KUNDE	NIVA, PR. 800312
KUNDENS PRØVENUMMER	BREVIKFJORDEN
DATAFILER	P0078, P0122
TOTAL PRØVEMENGDE	50,000 <i>Fettprosent: 0.73</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:DETEKSJONGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
	pg/g		
2378-tetra-CDF	26,748	96,3%	2,67
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	45,127		0,45
23478-penta-CDF	8,445	96,9%	4,22
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	11,417	93,1%	1,14
123678-hexa-CDF	8,374		0,84
123789-hexa-CDF	0,586		0,06
234678-hexa-CDF	0,802		0,08
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	5,659	82,9%	0,06
1234789-hepta-CDF	1,174		0,01
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	3,767		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		9,54
2378-tetra-CDD	1,134	90,9%	1,13
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	5,124	90,4%	2,56
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	1,702		0,17
123678-hexa-CDD	3,287	88,7%	0,33
123789-hexa-CDD	1,815		0,18
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	2,013	78,7%	0,02
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	1,736	65,4%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		4,40
SUM 2,3,7,8-TEQ			13,94

P9300.XLS

Tabell A13. PCDF/PCDD i blåskjell fra
Croftholmen mars 1989,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER	90/137
PRØVEBESKRIVELSE	BLÅSKJELL
KUNDE	NIVA PROSJ. O-8000312
KUNDES PRØVENUMMER	CROFTHOLMEN, MARS 1989
DATAFILER	>T9300, >T9335
TOTAL PRØVEMENGDE	36,000 <i>Fettprosent: 1.30</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<: DETEKSJONGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

DETEKSJONGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEG

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISK MATERIALE

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	246,812	46,8%	24,68
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	484,759		4,85
23478-penta-CDF	135,084	61,2%	67,54
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	340,096	73,6%	34,01
123678-hexa-CDF	235,675		23,57
123789-hexa-CDF	27,431		2,74
234678-hexa-CDF	32,444		3,24
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	272,597	91,6%	2,73
1234789-hepta-CDF	83,792		0,84
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	2567,786		2,57
SUM FURANER	#VALUE!		166,77
2378-tetra-CDD	10,288	74,6%	10,29
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	26,757	44,3%	13,38
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	19,287		1,93
123678-hexa-CDD	29,601	49,9%	2,96
123789-hexa-CDD	59,062		5,91
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	111,192	52,8%	1,11
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	294,439	68,0%	0,29
SUM DIOKSINER	#VALUE!		35,87
SUM 2,3,7,8-TEQ			202,63

P93286.XLS

Tabell A14. PCDF/PCDD i blåskjell fra
Helgeroa mars 1989,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER 90/138
PRØVEBESKRIVELSE BLÅSKJELL
KUNDE NIVA PROSJ. O-8000312
KUNDENS PRØVENUMMER HELGEROA, MARS 1989
DATAFILER >T9286, >T9324

TOTAL PRØVEMENGDE 40,000 *Fettprosent: 1.78*
ENHET FOR PRØVEMENGDE g
ENHET I RAPPORT pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

DETEKSJONSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEG

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISK MATERIALE

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	179,183	52,2%	17,92
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	246,368		2,46
23478-penta-CDF	67,873	59,7%	33,94
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	75,114	65,3%	7,51
123678-hexa-CDF	57,765		5,78
123789-hexa-CDF	4,584		0,46
234678-hexa-CDF	10,277		1,03
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	128,276	67,0%	1,28
1234789-hepta-CDF	16,811		0,17
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	64,875		0,06
SUM FURANER	#VALUE!		70,61
2378-tetra-CDD	4,370	84,0%	4,37
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	9,211	68,5%	4,61
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	8,536		0,85
123678-hexa-CDD	14,811	40,4%	1,48
123789-hexa-CDD	16,922		1,69
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	20,073	49,0%	0,20
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	76,200	47,4%	0,08
SUM DIOKSINER	#VALUE!		13,28
SUM 2,3,7,8-TEQ			83,89

P9277.XLS

Tabell A15. PCDF/PCDD i blåskjell fra
Klokkertangen mars 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER 90/139
PRØVEBESKRIVELSE BLÅSKJELL KLOKKERTANGEN
KUNDE NIVA O-8000312
KUNDENS PRØVENUMMER MARS 1989
DATAFILER >T9277, >T9325

TOTAL PRØVEMENGDE 40,000 *Fettprosent: 1.31*
ENHET FOR PRØVEMENGDE g
ENHET I RAPPORT pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

DETEKSJONSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEG

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOL. MATERIALE

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	88,193	67,7%	8,82
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	99,301		0,99
23478-penta-CDF	32,642	74,1%	16,32
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	63,894	86,9%	6,39
123678-hexa-CDF	45,381		4,54
123789-hexa-CDF	3,703		0,37
234678-hexa-CDF	8,834		0,88
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	117,170	97,3%	1,17
1234789-hepta-CDF	15,005		0,15
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	587,423		0,59
SUM FURANER	#VALUE!		40,22
2378-tetra-CDD	2,102	80,4%	2,10
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	5,513	79,4%	2,76
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	4,289		0,43
123678-hexa-CDD	7,572	72,8%	0,76
123789-hexa-CDD	12,385		1,24
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	28,238	75,8%	0,28
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	63,085	83,1%	0,06
SUM DIOKSINER	#VALUE!		7,63
SUM 2,3,7,8-TEQ			47,85

PR0106.XLS

Tabell A16. PCDF/PCDD i blåskjell fra
Croftholmen des. 1990,
ng/kg friskvekt.

PRØVENUMMER 91/82
PRØVEBESKRIVELSE BLÅSKJELL, 1.12.90
KUNDE NIVA, PR. 800312
KUNDES PRØVENUMMER CROFTHOLMEN
DATAFILER P0106, P0118

TOTAL PRØVEMENGDE 40,000 *Fettprosent: 1.3*
ENHET FOR PRØVEMENGDE g
ENHET I RAPPORT pg/g

<:DETEKSJONGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	18,729	74,3%	1,87
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	14,830		0,15
23478-penta-CDF	5,742	79,7%	2,87
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	12,351	78,5%	1,24
123678-hexa-CDF	7,376		0,74
123789-hexa-CDF	0,436		0,04
234678-hexa-CDF	1,552		0,16
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	20,865	69,3%	0,21
1234789-hepta-CDF	11,115		0,11
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	148,351		0,15
SUM FURANER	#VALUE!		7,53
2378-tetra-CDD	0,507	81,2%	0,51
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	1,364	74,9%	0,68
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,807		0,08
123678-hexa-CDD	1,338	72,7%	0,13
123789-hexa-CDD	2,344		0,23
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	6,739	68,5%	0,07
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	19,527	60,8%	0,02
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,73
SUM 2,3,7,8-TEQ			9,26

Tabell A17. Torsk fra Grenlandsfjordene
 okt. 1990: Lengde, vekt og
 konsentrasjon av HCB, OCS og
 DCB i lever og Hg i filét,
mq/kg friskvekt.

Lengde (cm)	vekt (g)	<-----lever----->			<-muskel->
		HCB	OCS	DCB	Hg
		<----- mg/kg - våt vekt ----->			
46	797	5.846	83.688	20.789	0.36
43	760	5.066	15.009	5.192	0.18
48	1170	0.336	37.786	6.271	0.16
27	195	1.482	3.773	1.785	0.08
34	430	3.134	15.185	4.557	0.14
30	249	0.530	4.898	3.285	0.11
51	1160	2.730	49.548	10.710	0.26
37	439	3.918	9.894	2.139	0.15
47	979	6.240	67.258	7.015	0.50
36	436	3.405	17.479	7.118	0.15
28	206	0.885	10.630	7.674	0.14
33	358	2.547	4.632	1.934	0.07
32	345	2.222	6.002	2.843	0.13
34	389	2.279	22.953	8.788	0.13
32	312	0.377	2.674	2.016	0.08
32	303	2.757	9.422	3.200	0.10
39	570	4.622	35.668	5.913	0.25
34	390	2.716	8.022	1.658	0.09
38	495	0.276	4.771	3.851	0.13
74	1000	5.703	21.210	5.677	0.17
46	667	0.073	1.096	1.341	0.13
39	452	3.359	12.826	8.388	0.13
45	774	4.409	69.863	16.480	0.12
41	650	1.454	15.818	7.401	0.23
49	921	5.569	68.394	10.216	0.32
40	479	0.120	16.664	2.752	0.62
33	306	0.274	4.790	2.905	0.12
46	907	7.830	56.445	15.270	0.22
46	742	0.067	27.203	1.174	0.24
35	373	2.189	33.124	9.159	0.12
38	569	0.176	2.936	2.441	0.07
39	472	0.169	3.373	2.173	0.23
30	282	2.015	7.001	3.901	0.10
35	480	2.397	9.346	2.760	0.11
39	532	3.601	32.303	8.291	0.18
27	231	0.363	5.489	2.259	0.11
30	262	0.517	5.959	3.269	0.12
31	304	1.978	9.667	2.676	0.15
30	270	0.284	3.110	3.593	0.12
39	482	2.571	15.353	5.486	0.22
32	312	0.304	7.713	4.783	0.17
39	584	4.814	19.209	3.789	0.12
27	196	1.768	10.864	6.773	0.12
30	262	0.862	8.870	1.244	0.06
33	364	8.293	19.939	6.831	0.07

Tabell A17 (forts.)

38	506	1.288	6.441	4.302	0.30
46	885	5.204	53.054	12.035	0.23
48	1000	4.505	21.810	4.963	0.17
44	815	3.002	32.117	7.692	0.25
51	1090	3.961	54.399	5.725	0.43
40	513	1.882	13.859	10.210	0.36
27	184	0.104	1.059	0.879	0.08
43	728	5.766	70.580	17.738	0.15
44	695	7.257	59.619	14.717	0.21
33	408	3.733	16.142	2.380	0.14
30	255	0.342	1.988	2.929	0.09
42	619	0.327	8.047	5.309	0.37
38	525	5.714	23.358	8.283	0.13
33	317	1.988	12.383	5.338	0.10
30	256	0.493	4.746	2.242	0.10
44	850	4.190	21.729	7.142	0.22
50	1160	2.760	22.945	20.432	0.22

Brevikfjorden (ikke inkludert i analyse)

54	1250	0.391	6.886	2.762	0.39
44	800	0.306	3.505	1.595	0.19
42	788	0.528	1.818	0.921	0.20
52	1110	0.051	2.704	1.249	0.69
48	1070	0.158	1.151	1.127	0.21

Eidangerfjorden (ikke inkludert i analyse)

41	809	0.655	1.547	1.587	0.17
46	919	0.105	1.039	0.842	0.22
41	709	0.022	0.612	2.120	0.36
35	482	0.121	0.819	1.284	0.20
40	561	0.255	1.056	1.506	0.18
46	781	0.350	8.724	3.795	0.42
46	807	0.208	2.069	2.865	0.21
44	730	0.286	1.488	1.191	0.20
41	592	0.392	1.346	1.039	0.21
43	847	0.075	1.281	1.352	0.12
36	583	0.327	0.929	0.537	0.07
39	292	0.254	1.445	2.083	0.15

Tabell A18. Torsk fra Frierfjorden 1968-1990: Konsentrasjon av kvikksølv i filét, HCB, OCS og DCB i lever. Antall, aritmetisk middel og standardavvik, mg/kg friskvekt.

år	Hg		HCB			OCS			DCB			
	n	middel avvik	n	middel	avvik	n	middel	avvik	n	middel	avvik	
68	6	1.260	0.234	0	-	-	0	-	-	0	-	-
70	15	1.123	0.541	0	-	-	0	-	-	0	-	-
72	18	0.731	0.445	0	-	-	0	-	-	0	-	-
73	16	0.421	0.488	0	-	-	0	-	-	0	-	-
74	25	0.318	0.099	0	-	-	0	-	-	0	-	-
75	12	1.158	0.839	12	52.08	42.06	12	143.58	71.77	10	7.52	2.69
76	16	0.901	0.268	16	8.46	7.81	16	80.56	62.59	16	8.64	3.82
77	37	0.788	0.447	36	8.84	8.94	36	38.27	39.88	16	3.96	2.20
78	66	0.522	0.386	67	8.51	10.43	67	29.42	33.51	42	4.15	2.77
79	65	0.543	0.350	64	12.18	17.62	64	25.94	35.19	36	3.39	2.47
80	50	0.453	0.209	50	5.45	5.69	50	15.84	10.05	42	6.01	3.67
81	30	0.391	0.192	30	7.59	4.94	30	14.07	8.21	20	5.41	3.28
82	98	0.563	0.298	54	9.35	5.52	54	24.75	13.78	50	8.62	4.91
83	55	0.461	0.297	54	4.72	6.80	54	25.41	36.73	45	7.29	7.21
84	81	0.364	0.290	81	8.64	5.22	81	21.80	22.06	67	3.78	3.32
85	49	0.287	0.141	49	11.46	7.91	49	15.47	9.19	49	3.37	2.33
86	54	0.258	0.196	54	4.52	3.85	54	9.42	7.53	54	2.71	2.07
87	55	0.199	0.098	55	6.02	2.74	55	12.53	6.63	55	3.63	2.58
88	82	0.271	0.123	82	6.44	6.86	82	24.50	18.17	82	5.71	4.81
89	53	0.181	0.085	53	7.47	3.41	53	15.39	5.77	53	5.88	2.18
90	62	0.180	0.108	62	2.66	2.19	62	21.33	20.94	62	6.13	4.68
Σ	945	0.429	0.357	819	8.08	10.85	819	24.19	30.90	699	5.18	4.19

Tabell A19. Torsk fra Frierfjordområdet, 1968-1990; lengde, vekt, antall, middel og standard avvik.

år	---lengde (cm)---			---- vekt (g) ----		
	n	middel	avvik	n	middel	avvik
68	0	-	-	06	387	205
70	0	-	-	15	483	264
72	0	-	-	18	638	270
73	0	-	-	16	688	356
74	0	-	-	25	559	317
75	0	-	-	12	732	443
76	0	-	-	16	1025	333
77	22	47.8	2.6	35	1028	748
78	25	51.2	4.4	67	1144	1245
79	29	49.8	3.0	65	1358	1570
80	8	51.3	2.3	50	1074	609
81	10	48.5	9.7	30	821	410
82	0	-	-	98	1116	491
83	9	48.9	7.9	55	1193	1009
84	14	47.2	5.6	81	1007	674
85	49	40.4	8.7	49	716	437
86	49	33.3	7.3	54	397	248
87	55	38.5	5.3	55	609	246
88	82	39.6	7.4	82	587	307
89	53	38.9	3.8	53	628	176
90	62	38.3	8.3	62	543	276
Σ	467	41.1	9.9	944	860	753

Tabell A20. PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene, Telemarkskysten og Sørlandskysten (ref.st.) 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt.

Prøvetype : Bio.materiale
 Kons. 1 : $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt
 Dato : 24.4.91
 Analytiker : Brg

1: Crofthl. 15.3.90
 2:
 3: Crofthl. 28.6.90
 4: Crofthl. 30.7.90
 5: Crofthl. 31.8.90
 6: Crofthl. 13.10.90

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	1				1	
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylene						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	4		9	2	6	9
Antracen			1			1
2-M-Antracen						1
1-M-Fenantren						
9-M-Antracen			1	1	1	3
Fluoranten	42		40	39	40	66
Pyren	31		16	18	18	21
B(a)A*	21		11	16	12	21
Tri(f)/Chry.	46		30	36	16	54
B(b)fluoranten*	27		8	12	7	17
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	17		4	6	3	10
B(a)P*	1		1	1		1
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1					
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	1					
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	192		121	131	104	204
Derav KPAH(*)	50		20	29	19	39
%KPAH	~ 26		~ 17	~ 22	~ 18	~ 19
%Tørrstoff	13.4		11.7	13.2	12.5	12.6

Anm.: benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isoneren.

Tabell A20 (forts.).

Prøvetype : Blåskjell
 Kons. 1 : ug/kg våtvekt
 Dato : 24.4.91
 Analytiker : Brg

1: Landgangen 20.3.90
 2: Landgangsfjorden 14.10.90
 3: Helgeroa 19.3.90
 4: Helgeroa 13.10.90
 5: Kreppa 19.3.90
 6: Kreppa 13.10.90

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.					1	
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylene						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	16	5			2	
Dibenzotiofen					1	5
Fenantren	12	116	219	13	32	16
Antracen	6	31	83	1	13	5
2-M-Antracen	1	5	18		3	1
1-M-Fenantren			4	2		2
9-M-Antracen	1	3		2		4
Fluoranten	49	69	214	75	77	74
Pyren	25	30	135	27	43	29
B(a)A*	7	4	10	3	11	1
Trif/Chry.	28	13	44	22	43	17
B(b)fluoranten*	11	5	15	9	24	6
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	7	3	9	4	19	4
B(a)P*		2	1		4	
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*		1			4	
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene		1			7	
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	163	288	752	158	284	164
Derav KPAH(*)	18	12	26	12	43	7
%KPAH	~11	~4	~3	~8	~15	~4
%Tørrstoff	15.7	18.1	19	17.7	20.6	20.2

Anm.: Benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor
 mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier
 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Tabell A20 (forts.)

Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : ug/kg våtvekt
 Dato : 24.4.91
 Analytiker : Brg

1: Klokkartangen 15.3.90
 2: Klokkartangen 13.10.90
 3: Portør 29.3.90
 4: Portør 14.10.90
 5: Flostad 29.3.90
 6: Holmsund/Flostad 14.10.90

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylene						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	2	20				
Dibenzotiofen	2	34	2	2	1	2
Fenantren	49	499	25	5	26	4
Antracen	54	126	74		7	2
2-M-Antracen		32			2	
1-M-Fenantren	3	9	1	2	1	1
9-M-Antracen	3	1	2	3		1
Fluoranten	68	267	133	20	51	14
Pyren	43	151	128	14	30	11
B(a)A*	4	8	7	4	3	2
Trif/Chry.	36	20	22	10	16	7
B(b)fluoranten*	16	7	6	4	5	3
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	10	2	3	2	4	1
B(a)P*	1					
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*						
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	1					
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	292	1176	403	66	146	48
Derav KPAH(*)	21	15	13	8	8	5
%KPAH	~7	~1	~3	~12	~5	~10
%Tørrstoff	16.8	16.5	15	16.4	18	15.6

Ann.: Benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

Tabell A21. Reanalyseverdier for PAH i utvalgte prøver av blåskjell fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1990, µg/kg friskvekt (kfr. tabell A20).

Prøvetype : Blåskjell
Kons. 1 : Ug/kg våtvekt
Dato : 2.7.91
Analytiker : Brg

1: Blåskj.Crofthl.28.6.90 4: Blåskj.Crofthl. 13.10.90
2: — — — 30.7.90 5: Croftholmen 15.3.90
3: — — — 31.8.90 6: Helgeroa 19.3.90

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylene					1.5	
Acenaften						
Dibenzofuran					1.1	2.1
Fluoren						4.2
Dibenzotiofen					1.6	5.8
Fenantren	12	7	10	12	6.7	84
Antracen	2	2	2	2	2.1	30
2-M-Antracen	7	5	4	26	4.4	9
1-M-Fenantren	5	2	2	17	2.8	3.4
9-M-Antracen		2	2		3.2	3.5
Fluoranten	22	15	18	30	22.2	73
Pyren	11	8	9	21	12.6	48
B(a)A*	14	14	12	21	13	10.7
Trif/Chry.	19	14	13	29	22.5	22.5
B(b)fluoranten*	19	19	16	25	27	17
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	13	14	10	23	16.8	10.1
B(a)P*	5	5	4	7	6.5	3.6
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	7	8	8	10	3.9	3.5
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	8	8	8	10	3.7	3.2
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	144	123	118	243	151.6	333.6
Derav KPAH(*)	45	46	40	73	50.4	34.8
%KPAH	~31	~37	~34	~30	~33	~10
%Tørrstoff	12.6	13.9	13.5	12.7	14.1	18.4

Ann.: benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

Tabell A21 (forts.).

Prøvetype : Blåskjell
 Kons. 1 : Ug/kg våtvekt
 Dato : 27.8.91
 Analytiker : Brg

1: Klokkartangen 15.3.90 4:
 2: Klokkartangen 13.10.91 5:
 3: Portør 29.3.90 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Dibenzofuran						
Fluoren	0.6	1.3	0.9			
Dibenzotiofen	0.3	0.6	0.3			
Fenantren	3.4	8.9	4.2			
Antracen	1	1.4	1.1			
2-M-Antracen	1.2	2.4	2.3			
1-M-Fenantren	0.6	1	0.7			
9-M-Antracen	2.9		1.3			
Fluoranten	7.3	17.7	14.5			
Pyren	3.1	8.4	11.3			
B(a)A*	2	1	1			
Tri(f)Chry.	9.9	11.3	24			
B(b)fluoranten*	8.2	7.3	7.8			
B(j,k)fluoranten*						
B(a)P	4.3	2.1	5.9			
B(a)P*	1.1	1	1.8			
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1.2	1.9	3.9			
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	0.3	0.4	0.2			
B(ghi)perylene	1.5	2	3.5			
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	48.9	68.7	84			
Derav KPAH(*)	12.8	11.6	14.7			
%KPAH	~26	~17	~18			
%Terrorstoff	17.3	16.2	15.1			

Ann.: Benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-1963-3