

Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 810/00

**Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr
fra Grenlandsfjordene 1999**

TA-1772/2000

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1999. (Monitoring of micropollutants in fish and shellfish from the Grenland fjords (S. Norway) 1999. Overvåkingsrapport nr. 810/00 TA-nr. 1772/2000	Løpenr. (for bestilling) 4317-2000	Dato 14. desember 2000
	Prosjektnr. Undernr. O-803121	Sider Pris 132
Forfatter(e) Knutzen, Jon Brevik, Einar M. Green, Norman, W.	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Telemark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT) m.fl. (se forord).	Oppdragsreferanse
---	--------------------------

Sammendrag <p>Innholdet av toksisitetsekvivalenter (TE) fra dioksiner og dioksinlignende stoffer i lever av torsk fra Frierfjorden og Breviksfjorden var i 1999 henholdsvis 426 og 292 ng/kg våtvekt. Konsentrasjonen av dioksiner i torsk fra Frierfjorden var mindre enn halvparten av det ellers laveste innhold som er målt siden overvåkingen startet (1987), men sannsynligvis mer et utslag av naturbetingede variasjoner enn indikasjon på et generelt lavere kontamineringsnivå. Også for sjø-ørret fra Frierfjorden ble det registrert et dioksinminimum så langt: 2,7 ng TE/kg. Innholdet i krabbesmør av hannkrabber fra Frierfjorden var derimot innenfor intervallet av tidligere observasjoner: 921 ng/kg våtvekt. Det samme gjaldt dioksinnivået i blåskjell, som indikerer nåtidig belastning på overflatelaget. Jevnført med Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (= antatt "høyt bakgrunnsnivå") ble det funnet følgende ca. overkonsentrasjoner: i torsklever (Frierfjorden→Såstein) 15→2,5 ganger; i krabbesmør (Frierfjorden/Arøya/Såstein) 90/7/12 ganger og i blåskjell (indre Breviksfjorden/Helgeroa): 20/10 ganger. De årlige individuelle analysene av et 50-talls lever av torsk fra Frierfjorden bekreftet svingninger omkring et nivå som nå har vart 4-5 år, med overkonsentrasjoner på omkring 15 ganger for heksaklorbenzen og antydningvis 150/300 ganger for oktaklorstyren/dekaklorbifenyl. Gjennomsnittlig kvikksølvinnhold i filet av individuelt analyserte torsk var lavt/moderat og indikerte ingen økt belastning på fjorden i de senere år.</p>

Fire norske emneord 1. PCDF/PCDD ("dioksiner") 2. Heksaklorbenzen (HCB) 3. Oktaklorstyren (OCS) 4. Plane PCB 5. Polyklorerte naftalener (PCN)	Fire engelske emneord 1. PCDF/PCDDs ("dioxins") 2. Hexachlorobenzene (HCS) 3. Octachlorostyrene (OCS) 4. Coplanar PCBs 5. Polychlorinated naphthalenes (PCN)
---	--

Jon Knutzen
Prosjektleder

Ketil Hylland
Forskningsleder
ISBN 82-577-3949-9

Bjørn Braaten
Forskningsjef

O-803121

**OVERVÅKING AV MILJØGIFTER I FISK OG
SKALLDYR FRA GRENLANDSFJORDENE 1999**

Oslo,

14. desember 2000.

Prosjektleder:

Jon Knutzen

Medarbeidere:

Lasse Berglind
Einar Brevik
Unni Efraimsen
Norman Green
Frank Kjellberg
Martin Schlabach, NILU
Gunnar Severinsen
Janneche Utne Skåre, NVH

Forord

Overvåkingen i Grenlandsfjordene er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsene finansieres av SFT, den lokale industrien (Hydro Porsgrunn Industripark, Borealis A/S, Union A/S og Eramet Norway, avd. Porsgrunn (tidligere Elkem Mangan KS-PEA), samt kommunene Skien, Porsgrunn og Bamble.

Fra 1996 løper et langtidsprogram for disse undersøkelsene (Langtidsprogram 1996 - 2000 for overvåking av Grenlandsfjordene, NIVA, 20. september 1996). Programmet omfatter også overgjødslingssiden av tilstanden i fjordområdene fra innerst i Frierfjorden/Volls fjorden til åpen kyst utenfor Langesundsbukta, der undersøkelsene knyttes til det generelle Kystovervåkingsprogrammet for registrering av tilstand og utvikling mht. vannkvalitet og økologiske forhold på hardbunn og bløtbunn. Fra 1996 er Grenlandsfjordovervåkingen organisert i delprosjekter med følgende delprosjektledere/ansvarsområder:

Ketil Hylland: Biomarkører/effekter av miljøgifter.

Jarle Molvær: Generell vannkvalitet/overgjødslings, hydrografi.

Kristoffer Næs: Miljøgifter i sedimenter.

Brage Rygg: Effekter på bløtbunnsfauna.

Mats Walday: Gruntvannssamfunn

Jon Knutzen: Miljøgifter i organismer, planlegging og ledelse av langtidsprogrammet.

LTP 1996-2000 innbefatter dels faste elementer (miljøgifter i organismer), dels opsjoner/ spesialstudier som vil bli vurdert fra år til år eller ved behov. Foreliggende rapport gjelder miljøgifter i organismer 1999, og hovedansvarlige for de forskjellige delene av denne aktiviteten har vært:

Analyse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), non-orto PCB og polyklorerte naftalener (PCN): Martin Schlabach, NILU.

Individuelle analyser av klororganiske hovedkomponenter og kvikksølv i torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden: Janneche Utne Skåre, Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet (HCB etc. i lever) og Dag Grønningen, Veterinærinstituttet (kvikksølv i filet).

Øvrige analyser av klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner: Henholdsvis Einar M. Brevik og Lasse Berglind, NIVA.

Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsovervåkingen av HCB, etc. i torsk: Norman W. Green, NIVA.

Planlegging, administrasjon og rapportering: Jon Knutzen, NIVA.

Innsamlingen av fisk og blåskjell er gjort av Bjørnar Kvalvik, Grenland Miljø- og Resipientservice, Porsgrunn, mens krabbeprøvene er samlet inn av Åshild Johansen, Helgeroa og Åsmund Vinje, Stathelle.

Ved NIVA har ellers følgende deltatt i arbeidet:

- *Frank Kjellberg og Unni Efraimsen: Opparbeidelse av fisk, krabbe og blåskjell til analyse.*
- *Gunnar Severinsen: Databehandling, datagrafikk.*
- *Gruppen for organiske analyser.*
- *Liv Berg: Tekstbehandling.*
- *Mette Tobiessen: Figurer.*

Utenom overvåkingen er det med finansiering fra Hydro Porsgrunn og Norges Forskningsråd igangsatt et 3-års forskningsprogram (2000-2002) for kaste mer lys over årsakene til at dioksinforurensningen vedvarer på et uakseptabelt nivå til tross for omfattende belastningsreduksjoner.

I forskningsprogrammet deltar foruten NIVA:

Havforskningsinstituttet/Forskningsstasjonen Flødevigen, Norsk Hydro/Forskningssenteret, Institut för tillämpad miljöforskning/Stockholm Universitet (ITM) og Norges Geotekniske Institutt (NGI), med Kristoffer Næs, NIVA, som koordinator.

Oslo, 14. Desember 2000.

*Jon Knutzen
prosjektleder*

Innhold	Side
FORORD	3
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	6
SUMMARY	8
1. BAKGRUNN OG FORMÅL	10
2. MATERIALE OG METODER	12
2.1 Prøver, lokaliteter og analyser	12
2.2 Beregning av toksisitetsekvivalenter (TE)	13
2.3 Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsserien for analyser av torsk fra Frierfjorden	17
3. POLYKLORETE DIBENZOFURANER/DIBENZO-P-DIOKSINER (PCDF/PCDD), POLYKLORETE NAFTALENER (PCN) OG NON-ORTO/MONO-ORTO POLY- KLORETE BIFENYLER (PCB)	19
3.1 PCDF/PCDD (dioksiner)	19
3.2 PCN	27
3.3 Dioksinlignende PCB	28
4. HEKSAKLORBENZEN (HCB), OKTAKLORSTYREN (OCS), DEKAKLORBIFENYL (DCB) OG ØVRIGE KLORORGANISKE STOFFER	30
4.1 Langtidsserien med individuelle analyser	30
4.2 Blandprøver av fisk og skalldyr	41
4.2.1 Fisk	41
4.2.2 Skalldyr	48
5. KVIKKSØLV I FISK	54
6. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLÅSKJELL	57
7. REFERANSER	58
VEDLEGG	61

Sammendrag og konklusjoner

I. Bakgrunnen for overvåkingen av miljøgifter i Grenlandsfjordene er omsetningsforbud for og råd mot å spise alle fisk og skalldyr fra Frierfjorden, samt råd mot å spise krabbe og lever av fisk fanget innenfor linjen Mølen - Såstein - fastlandet.

II. Hovedformålene med Langtidsprogram for overvåking av Grenlandsfjordene 1996 - 2000 er:

- å følge utviklingen etter 99% reduksjon i utslipp av dioksiner, særlig hva angår spiseligheten av fisk og skalldyr.
- å se om de pålagte utslippsreduksjoner har hatt den tilsiktede effekt og eventuelt gi grunnlag for myndighetenes vurdering av behov for ytterligere tiltak.
- å holde allmenheten og næringsinteresser orientert om tilstanden.

Overvåkingen omfatter særlig nivåene av miljøgifter, men inkluderer også tilstand/utvikling mht. overgjødslingsvirkninger. Foreliggende rapport er om miljøgifter i organismer 1999. Registreringene har omfattet dioksiner, dioksinlignende PCB (polyklorerte bifenyler) og andre klororganiske stoffer i torsk (lever), sjø-ørret (filet), taskekrabbe (krabbesmør) og innmaten av blåskjell, dessuten kvikksølv i torsk (filet) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell.

III. Summen av toksisitetsekvivalenter (TE) fra dioksiner, dioksinlignende PCB og forbindelser av polyklorerte naftalener (PCN) med dioksinegenskaper i torskelever varierte fra 88 ng/kg våtvekt på åpen kyst til 426 ng/kg i Frierfjorden. Tilsvarende tall for krabbesmør (hepatopankreas) var 87-137 ng/kg på de ytre prøvestedene til nær 1000 ng/kg i Frierfjorden.

IV. Det største bidraget til $\Sigma(\text{sum})\text{TE}$ kom fra dioksiner, men i torskelever fra Frierfjorden og Breviksfjorden var det samlede giftighetspotensialet fra gruppene PCN og PCB nesten like stort. Mens PCN har samme hovedkilde som dioksinene, er opphavet til mer enn vanlig diffus PCB-forurensning ikke kjent.

V. Målt mot grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (= antatt "høyt bakgrunnsnivå" ved bare diffus belastning) representerte dioksininnholdet i torskelever overskridelser på vel 15, 10 og 2 ganger, henholdsvis i Frierfjorden, Breviksfjorden og ved Såstein.

For Frierfjordens vedkommende er dette det laveste dioksininnholdet som er målt siden overvåkingen startet, mest sannsynlig forårsaket av tilfeldige variasjoner i vandringshistorie og eksponering fra byttedyr. Imidlertid ble det også målt et minimum i sjø-ørret fra Frierfjorden.

Overkonsentrasjonene av dioksiner i de øvrige indikatorartene var omtrent som tidligere registrert: i krabbe fra 7-12 ganger på ytre stasjoner til vel 90 ganger i Frierfjorden og i blåskjell ca. 7/15 ganger, henholdsvis ved Helgeroa og innerst i Breviksfjorden.

VI. Sammenlignet med tentative referansenivåer for toksisitetsekvivalenter fra dioksinlignende PCN representerte verdiene i torskelever fra Frierfjorden en overkonsentrasjon på ca. 100 ganger, raskt fallende til ca. 5 ganger ved Såstein (åpen kyst). I andre arter gir PCN bare mindre bidrag til sum TE.

På samme måte som for dioksiner var nivået av dioksinlignende PCN/PCB i Frierfjordtorsk 1999 det laveste som er målt.

- VII. Serien med årlige individuelle analyser av HCB/OCS/DCB (heksaklorbenzen, oktaklorstyren, dekaloribifeny) i minimum 50 torskelever fra Frierfjorden (start 1975) ga omlag samme nivåer som nå har vært relativt stabile etter 1994-1995. En økning i vekt-korrigert HCB-innhold fra forrige år ble ikke funnet statistisk signifikant. Overkonsentrasjonene for gjennomsnittet av ikke vekt-korrigerte verdier jevnført med Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (HCB) eller tentative referansenivåer (OCS/DCB) var henholdsvis ca. 15/150/250 ganger. Medianen av 15 individuelle analyser av torsk fra Eidangerfjorden indikerte høyt normalnivå av HCB, mens overkonsentrasjonene av OCS/DCB var ca. 2 og vel 30 ganger.

I likhet med tidligere varierte nivåene fra de individuelle analysene i torsk/Frierfjorden med mer enn en størrelsesorden og variasjonen ble ikke, eller bare uvesentlig redusert, ved å utligne for levernes forskjellige fettinnhold. Særlig DCB viste liten sammenheng med fettinnholdet.

- VIII. I paralleller av blandprøvene til dioksinanalysene ble det for torskelever/Frierfjorden funnet overkonsentrasjoner av HCB/OCS/DCB på ca. 12/100/300 ganger, dvs. rimelig godt samsvar med middelverdiene fra de individuelle analysene. Forurensningsnivået av disse stoffene i torsk avtar hurtig utover og viste ved Såstein omlag normalinnhold av HCB og overkonsentrasjoner av OCS og DCB på henholdsvis ca. 2 og ca. 10 ganger.

Med forbehold for sparsomme referansedata opptrådte HCB i sjø-ørret fra Frierfjorden i overkonsentrasjon på ca 10 ganger, mens OCS/DCB lå antydningvis ca. 50 ganger over en antatt høy "bakgrunn".

I krabbesmør ble det av HCB og OCS bare funnet betydelig grad av forurensning i Frierfjorden, med overkonsentrasjoner på omkring 25/80 ganger. Nivåene avtok hurtig utover og var tilnærmet "normale" i krabber fra åpent farvann. Derimot opptrådte DCB med overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 50 ganger i krabber fra de ytre stasjonene (ca. 700 ganger i Frierfjordmateriale). Sammen med dioksiner er DCB best egnet til å spore utbredelsen av påvirkningen fra magnesiumfabrikken til Hydro Porsgrunn.

Sammenlignet med data fra foregående år var det ingen markerte forandringer i forurensningsnivået av HCB/OCS/DCB i fisk, krabbe eller blåskjell. Selv om nivåene av HCB/OCS/DCB i sjø-ørret fra Frierfjorden var de laveste som er registrert, dreier det seg mest sannsynlig om fluktasjoner omkring et utflatingsnivå.

- IX. Blant annet på bakgrunn av antatt økte kvikksølvutslipp til luft fra Eramet Norway (tidlige PEA) etter overgang til ny malm, er serien med individuelle analyser av torskefilet gjenopptatt. Resultatene for både Frierfjorden og Eidangerfjorden viste henholdsvis gjennomsnittsinhold og median av ikke vekt-korrigerte verdier på omkring eller svakt over Kl. I grensen på 0,1 mg/kg våtvekt i SFTs klassifiseringssystem, og dermed ingen indikasjoner på forhøyet kvikksølvtilførsel jevnført med foregående år.
- X. Moderat til markerte overkonsentrasjoner ble funnet av PAH i blåskjell fra Croftholmen/indre Breviksfjorden og Helgeroa, dvs. med overkonsentrasjoner av potensielt kreftfremkallende stoffer på henholdsvis ca. 5 og 2 ganger og på nivå med det som nå har vedvart over nærmere en 10-års periode.

Summary

- I. The main aim of monitoring in the Grenland fjords (Figure 1) is to follow the development of PCDF/PCDDs in edible organisms after a 99% reduction in 1989-90 in the load of $TE_{PCDF/PCDD}$ and other waste components from the Hydro Porsgrunn magnesium factory. The strong contamination with dioxins in fish and shellfish has resulted in advice against consumption of all fish caught inside the sill at Brevik, and also for fish liver and crabs from the outer part of the fjord system. There are corresponding restrictions on commercial fishing.
- II. After a rapid drop in $TE_{PCDF/D}$ concentrations in fish, hepatopancreas of crabs and mussels after reduction in load (Figures 2-6) the general state of pollution has not changed much in later years and is still unacceptably high. This is particularly the case for all kinds of seafood organisms from the Frierfjord (Figure 1), but also for liver of cod and the carapace content of crabs from the inner Breviksfjord and even farther out.
- III. Compared to the upper limit of Class I in the environmental quality classification system of the Norwegian Pollution Control Authority (= assumed high "background" concentration of $TE_{PCDF/D}$) the 1999 registrations (Table 4) corresponded to the following approximate **overconcentrations** (= times exceeding the reference levels):

Cod liver: 2,5-15 x
Crab hepatopancreas: $\approx$ 7-90 x
Mussels: 7-15 x
- IV. After the initial fast decline of PCDF/PCDD in biota following the reduced load the concentrations in the main indicator organisms appear to have leveled off. Mostly minor or moderate fluctuations have been observed after 1991 (Figures 2-6). Minimum dioxin levels in liver of cod and fillet of sea trout from Frierfjorden 1999 probably reflect the effect of migratory history and dioxin content of prey organisms before catch rather than a real change in contamination level.
- V. In addition to the contamination from dioxins come significant contributions to ΣTE in organisms from non- and mono-ortho PCBs and in part (cod) also from polychlorinated naphthalenes (Table 4).
- VI. Main components in the PCDF/PCDD and PCN containing waste are hexachlorobenzene (HCB), octachlorostyrene (OCS) and decachlorobiphenyl (DCB). 1999-results from the long-term series (since 1975) of individual analyses of cod livers corresponded with a pattern after 1995 of moderate fluctuations around a relatively stable level and no further decreasing trend. The means from individual analyses in Frierfjord cod (N=51) exceeded estimated "high background" about 15/150/250 times, respectively for HCB, OCS and DCB. 1-2 orders of magnitude lower contamination levels were found in cod sampled few km outside Frierfjorden.

High contamination with HCB, OCS and DCB were also recorded in brown meat (hepatopancreas) of crabs from the Frierfjord and the inner Breviksfjord, whereas concentrations in mussels were moderate. Even at the mouth of the fjord system (Figure 1) DCB in cod liver and crab hepatopancreas exceeded assumed "high background" levels from merely diffuse loading with about 10 and 50 times, respectively. Together with PCDF/PCDDs DCB is the best tracer for the magnesium factory waste and may still be recorded in excess concentrations in fish and crabs 50-100 km from the original source.

VII. Low/moderate mean levels of mercury were found in individually analysed fillet of cod Frierfjorden/Eidangerfjorden

VIII. Mussels from the inner Breviksfjord were moderately contaminated with PAH.

1. Bakgrunn og formål

Hovedbegrunnelsen for overvåkingen i Frierfjorden med utenforliggende områder er det fremdeles høye forurensningsnivået fra tidligere store utslipp av klororganiske stoffer (særlig dioksiner) fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk på Herøya. Forurensningene har medført begrensninger på utnyttelsen av fisk og skalldyr til mat. Gjeldende kostholdsråd og restriksjoner fra Statens næringsmiddeltilsyn er:

- **Omsetningsforbud** for fisk og skalldyr fanget innenfor Brevikbroen (inkludert sjørret fra alle vassdrag som munner ut i Frierfjorden), videre for krabbe fra området innenfor linjen Mølen - søndre Såstein - fastlandet, se figur 1.
- **Påbud** om at fisk fanget mellom Brevikbroen og ovennevnte grense skal omsettes sløyet og uten lever (unntatt sild, makrell, brisling o.a. som vanligvis selges som rund fisk).
- **Råd** om ikke å spise fisk fra området innenfor Brevikbroen, sjørret fra Skienselva, Herreelva og andre vassdrag som munner ut i Frierfjorden og heller ikke krabbe eller fiskelever fra fangststeder innenfor linjen Mølen - Såstein - fastlandet.

I forhold til tidligere råd/omsetningsrestriksjoner (SNT 1991), representerer ovenstående en lempning mht. blåskjell, idet man ikke lenger finner det nødvendig å advare mot konsum av skjell som er sanket utenfor Brevik (SNT, brev av 14/1-99 med endring av forskrift, samt vedlegg).

Utviklingen mht. belastning med organiske miljøgifter er vist i tabell 1. (Størrelsesordenen av årlige utslipp av heksaklorbenzen(HCB)/oktaklorstyren(OCS)/pentaklorbenzen (5CB) og PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) før 1989 er angitt i Knutzen og Green (1991). For de senere år baserer tabellen seg på opplysninger fra Hydro Porsgrunn og SFT/Telemark. Av de 1,5 kg for sum 5CB/HCB/OCS i 1999 var 0,95 kg HCB og 0,13 kg OCS.

Det ses at utslippene har gått sterkt ned. I forhold til 1989 har den direkte belastningen med klororganiske forbindelser vært redusert med 99% eller mer siden 1992.

En orienterende analyse av polyklorerte naftalener (PCN) i avløpsvann 1995 viste et bidrag til sum TE på bare 3,5%, og er derfor senere funnet unødvendig å følge opp. PCN har vært brukt i elektronisk utstyr og kan bl.a. dannes på kloralkalifabrikker med grafittelektroder; forekommer dessuten som forurensning i kommersielle PCB-blandinger (Järnberg et al., 1997). Stoffgruppen må således forventes å opptre i noe forhøyede nivåer i industrialiserte områder.

Hydro Porsgrunns 1999-utslipp til luft av de klororganiske stoffene nevnt i tabell 1 var følgende: 93,5 kg av HCB/OCS/5CB (derav 37,4 kg HCB og 7,0 kg OCS), mens det av DCB ble sluppet ut 0,4 kg og av PCDF/PCDD ca. 2,5 g TE.

Andre kjente tilførsler av dioksiner (TE) i 1999 omfattet 0,21 g (0,19/0,02 til vann/luft) fra Hydro Rafnes og 0,03 g til luft fra Norcem A.S, Brevik

Kildene for og belastningen på fjordsystemet med PCB (polyklorerte bifenyler), og da spesielt de dioksinlignende forbindelsene innen gruppen, er ikke kjent.

Formålet med overvåkingen av miljøgifter i 1999 har begrenset seg til å følge utviklingen i i hovedindikatorene blant spiselige arter : Torsk, krabbe og blåskjell, samt sjørret fra

Frierfjorden. Blant annet foranlediget av mistanke om større avrenning av kvikksølv pga. overgang til mer kvikksølvholdig malm ved Eramet Norway (luftutslipp) er serien med individuelle kvikksølvanalyser av torsk gjenopptatt. Nivåene av miljøgifter er avgjørende for eventuelle revisjoner av omsetningsforbud og kostholdsråd, dessuten en del av grunnlaget for å bedømme mulige ytterligere tiltak. Overvåkingen tilsikter dessuten å holde brukerinteresser og allmenheten orientert.

Tabell 1. Utslipp av klororganiske miljøgifter og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) til Skienselva/Frierfjorden 1975 - 1997.

	HCB + OCS + 5CB ¹⁾ kg/år	DCB ¹⁾ kg/år	TE_{PCDF/D} ²⁾ g/år	PAH kg/år
1975	> 5000		?	-
1976	≈ 1500		?	≈ 3000
1977-86	≈ 400 - 600		≈ 300 - 500	≈ 1500 - 10000 ³⁾
1986-89	≈ 400 - 600	≈ 32	≈300-500	≈ 500 - 2500
1990	≈ 250 ⁴⁾	-	≈ 200 ⁴⁾	≈ 350
1991	≈ 6 ⁵⁾	≈ 0,9 ⁵⁾	≈ 8 ⁵⁾	≈ 250
1992	≈ 2,5 ⁵⁾	≈ 0,4 ⁵⁾	≈ 1,6 ⁵⁾	≈ 50
1993	≈ 3,9 ⁵⁾	≈ 0,6 ⁵⁾	≈ 1,15 ⁵⁾	≈ 34 ⁶⁾
1994	≈ 6,1 ⁵⁾	≈ 0,8 ⁵⁾	≈ 2,6 ⁵⁾	≈ 70 ⁶⁾
1995	≈3,2 ⁵⁾	≈0,3 ⁵⁾	≈1,6 ⁵⁾	≈ 44 ⁶⁾
1996	≈3,0 ⁵⁾	≈0,5 ⁵⁾	≈2,3 ⁵⁾	≈ 0,5 ⁷⁾
1997	≈1,9 ⁵⁾	≈0,25 ⁵⁾	≈1,16 ⁸⁾	≈ 1,5 ⁷⁾
1998	≈1,7 ⁵⁾	≈0,25 ⁵⁾	≈1,1	≈4,2 ⁷⁾
1999	≈1,5 ⁵⁾	≈0,34 ⁵⁾	≈1,58	≈5,0 ⁷⁾

¹⁾ HCB = Heksaklorbenzen, OCS = Oktaklorstyren, 5CB = Pentaklorbenzen, DCB = Dekaklorbifenyl.

²⁾ Toksisitetsekvivalenter fra PCDF/PCDD, dvs. toksiske PCDF/PCDD omregnet til ekvivalenter av den giftigste av disse forbindelsene etter Ahlborg (1989).

³⁾ Sterkt varierende og usikre tall.

⁴⁾ Redusert til ca. halv belastning ved årsskiftet 1989/90, redusert videre ca. 1/7 1990 til hhv. ca. 20 kg og 12 g på årsbasis.

⁵⁾ Basert på hhv. vannføringsproporsjonale månedsblandprøver (HCB, etc.) og kvartalsblandprøver (lite varierende vannføring).

⁶⁾ Fra Elkem PEA (nå Eramet Norway). I tillegg kommer episodisk tilførsel og diverse mer eller mindre diffuse kilder som 1992 - 1995 antagelig har oversteget Elkems bidrag. (Belastning ved avrenning fra et forurenset nedbørsfelt, kloakkvann, mindre utslipp og episoder, er ikke kjent)

⁷⁾ Elkems ubetydelige bidrag etter installering av nytt renseanlegg (Elkem Mangan PEA, 1999).

⁸⁾ Fra og med 1997 har konsesjonsgrensen vært 1 g/år.

2. Materiale og metoder

2.1 Prøver, lokaliteter og analyser

1999-registreringene har fulgt opplegget i kap. 2.1 av programforslag av 3/2 1999. I tillegg er det gjort individuelle analyser av kvikksølv i filet av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden. Foranledningen til dette var ønsket om å se mulige utslag av skifte til malm med høyere kvikksølvinnhold ved Eramet Norway, Avdeling Porsgrunn. Prøver og analysevariable fremgår av Tabell 2, mens prøvestedene er vist i Figur 1. Av hensyn til full sammenlignbarhet med tidligere data, og fordi sammenhengen mellom dioksinnivåer i krabbesmør og hele skallinnmaten og i hanner versus hunner er tilstrekkelig dokumentert for bedømmelse av spiselighet (Knutzen et al. 1999a), er det i 1999 gått tilbake til å analysere på krabbesmør av hanner. ("Krabbesmør" betegner hepatopaneas, dvs. fordøyelseskjertelen, delvis også kalt "brunkjøtt").

Nærmere detaljer om blandprøvene av fisk og skalldyr finnes i Vedlegg 1, og midlere vekt og lengde for den individuelt analyserte torsken fra Frierfjorden 1968 - 1999 i Vedlegg 6. Bortsett fra antatte garnskader (blodutredelser i hodet) hadde materialet av torsk normalt utseende. Leverne til blandprøvene var med noen unntak av normal størrelse og farge (rosa/gulrød/rødgul). Unntatt ved noen få tilfeller (5 av 59 stk.) er det fra hver av de 19-20 leverne i en blandprøve benyttet 10 g.

Materialet har bestått av blandprøver, bortsett fra langtidsserien med analyser av HCB/OCS/DCB/Hg i torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden. Sistnevnte prøver er opparbeidet og analysert ved Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene ved Norges Veterinærhøgskole (for analysemetodikk, kfr. Marthinsen et al., 1991). Kvikksølvanalysene er utført ved Veterinærinstituttet.

Øvrige prøver er opparbeidet ved NIVA og homogenisert i Ultra Turrax T25 eller TEFAL food prosessor. (Sistnevnte benyttes ved større prøvemengder (> 100 - 200 g) eller tyngre homogeniserbart materiale). Etter fordeling av homogenater er analysene utført ved:

- NILU (PCDF/PCDD, non-orto PCB og PCN), etter metodikk beskrevet hos Schlabach et al. (1993), Oehme et al. (1994) og Schlabach et al. (1995). På grunn av manglende interkalibreringsmuligheter angis for PCN relativt stor analyseusikkerhet - antydningssvis 25 - 50%.
- NIVA (andre klororganiske stoffer og PAH).

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

Før kvantitativ analyse ved NIVA blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurver, og

konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskelerolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene. Langtidsvariasjonsstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referansemateriale, gir et relativt standardavvik på mellom 5 - 10% for enkeltforbindelser av PCB (PCB kongenere). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-kongenere i området fra 0,1 til 0,2 µg/kg våtvekt.

Ved bestemmelse av PAH-komponenter ved NIVA tilsettes prøven 7 deutererte PAH-komponenter som indre standarder. Prøvene forsåpes med lut (KOH) og metanol (modifisert etter Grimmer og Böhnke, 1975). Ekstraksjonen av PAH foretas med n-pentan og ekstraktet renses med DMF/vann (9:1) og ved kromatografering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført med GC/MSD (masseselektiv detektor). Resultatene kontrolleres ved jevnlig analyse av internasjonalt sertifisert referansemateriale for blåskjell (SRM 1974) og eget biologisk materiale. GC/MSD-instrumentet kalibreres hyppig ved bruk av sertifiserte PAH-standardblandinger. Relativt standardavvik for gjentatte bestemmelser av enkeltforbindelser av PAH er i middel 6,4% (1,2 – 13,4%) og deteksjonsgrensen er vanligvis ca. 0,2 µg/kg våtvekt.

Fettvektsbestemmelse utføres ved NIVA ved å ekstrahere prøven med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Cykloheksan-fasen som inneholder den ekstraherte fettmengde, inndampes til tørrhet og settes i varmeskap ved 105°C over natten til konstant vekt. Fettmengden bestemmes gravimetrisk.

NIVA/NILU har gjennomført en intern interkalibrering av fettbestemmelse, som i hovedsaken viste godt samsvar mellom de to laboratoriers resultater. Særlig for vev med lavt fettinnhold (<1 - 2%) forekommer det imidlertid betydelige avvik (se Knutzen et al. 1999b). Et betenkelig eksempel på dette fra 1999 er fettinnholdet i sjø-ørret der NIVAs analyseverdi lå under halvparten av NILUs (kfr. vedlegg 1). I 1999 var det også til dels betydelig forskjell i verdiene for fettrikt vev (NILU verdier i torskelerver opp til 30 % høyere). Selv om det for andre analyser (krabbesmør, se vedlegg 1) var bedre samsvar, har man her et problem både for sammenlignbarheten av resultater fra laboratorier med ulike metoder for fett ekstraksjon og likeledes hvis man ønsker å se på sammenhenger mellom variable i samme prøve, men analysert ved ulike laboratorier. Fordi ulike ekstraksjonsmetoder gir til dels forskjellige verdifulle opplysninger er ikke problemet begrenset til et spørsmål om standardisering. Sakens kompleksitet er bl.a. nærmere belyst hos Delbeke et al. (1995) og Ewald et al. (1998) med referanser.

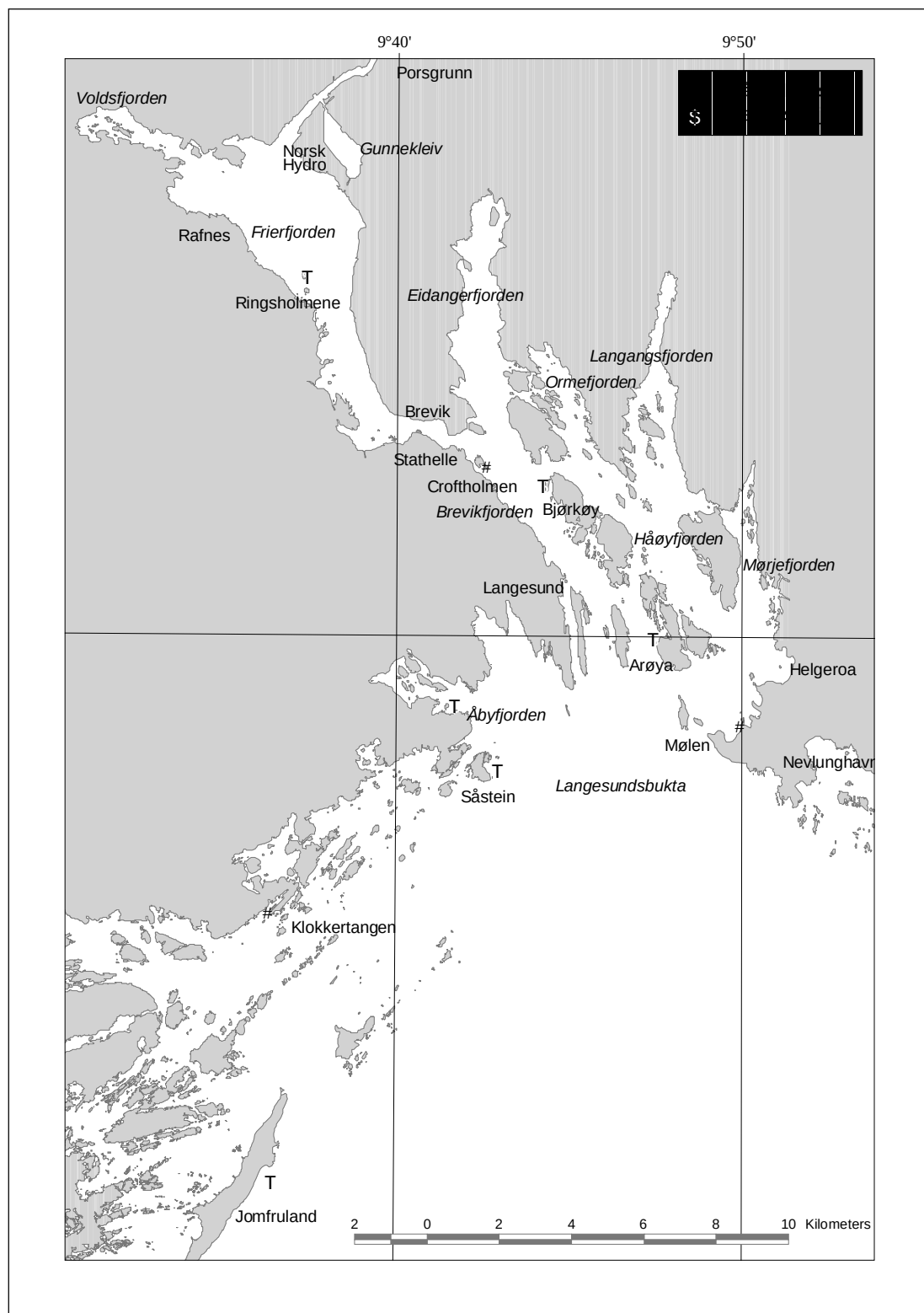
NIVA er akkreditert for de angitte analyser. NILU er akkreditert for analyse av PCDF/PCDD og non-orto PCB, men foreløpig ikke for PCN.

2.2 Beregning av toksisitetsekvivalenter (TE)

Toksisitetsekvivalentfaktorene (TEF) som er benyttet ved beregningen av TE er fra Ahlborg (1989, Nordisk modell for $TEF_{PCDF/PCDD}$), Ahlborg et al. (1994, dioksinlignende PCB) og for PCN fra Hanberg et al. (1990, 1991). TEF_{PCN} (0.002 for 1,2,3,5,6,7/1,2,3,4,6,7-HxCN og 0.003 for 1,2,3,4,5,6,7-HpCN) har ikke på samme måte som dioksiner og plane PCB vært gjenstand for vurdering i internasjonale ekspertgrupper. PCNs bidrag til TE må følgelig

betraktes som mest usikkert, kanskje spesielt når det gjelder den nevnte heptaforbindelsen (Engwall et al., 1994). Utvidede kunnskaper om flere PCN-forbindelsers dioksinlignende egenskaper kan på sikt aktualisere at tallene for PCNs bidrag til sum TE i Grenlandsmaterialet må justeres opp (Villeneuve et al. 2000 med ref.). For de plane (dioksinlignende) PCB omfatter beregningene non-orto forbindelsene CB 77, 126, 169 og blant mono-orto forbindelsene CB 105, 118 og 156. (Øvrige mono-orto PCB burde i prinsippet også ha vært tatt med, men vil i Grenlandsområdet spille en enda mer underordnet rolle enn til vanlig).

I Van den Berg et al. (1998) presenteres WHO-reviderte modeller for beregning av TE fra både PCDF/PCDD og dioksinlignende PCB. Foruten toksisitetsekvivalentfaktorer (TEF) for risikovurderinger versus mennesker og pattedyr, gis det modeller for tilsvarende beregninger av risiko for henholdsvis fisk og fugl. TEF-verdiene for mennesker/pattedyr er stort sett de samme som i Ahlborg (1989). Forandringen i TEF for 1,2,3,7,8-PeCDD fra 0,5 til 1 og i de oktaklorete forbindelsene (OCDF/OCDD) fra 0,001 til 0,0001 gir lite utslag i materialet fra Grenlandsfjordene (f.eks. 2-3 % høyere TE-verdi i torskelever) og er uten praktisk betydning for bedømmelsen av spiselighet. Av hensyn til jevnførbarheten med tidligere data er det derfor valgt å beholde den nordiske beregningsmodellen (Ahlborg 1989) for dioksiner. Med hensyn til dioksinlignende PCB er TEF for CB77 senket fra 0,0005 (Ahlborg et al. 1994) til 0,0001, men er uendret 0,1 for CB126, som er den helt dominerende av non-orto forbindelsene. Følgelig har det vært liten grunn til å justere $TE_{n-o, PCB}$ angitt etter Ahlborg et al. (1994) i NILUs analyserapporter. For mono-orto PCB har Van den Berg et al. (1998) ingen forandringer, mens tidligere (meget lave) TEF for et par di-orto PCB er bortfalt.



Figur 1. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stasjoner for innsamling av blåskjell (fylte sirkler) og krabbe (understreket).

Tabell 2. Analyser og prøver fra overvåkingen av Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1999 (for prøvesteder/innsamlingsområder kfr. figur 1-2).

Analyser	Prøver/sted/tid/antall i blandprøver eller antall enkeltanalyser			
PCDF/PCDD, non-orto PCB og (delvis) PCN (Blandprøver)	Torskelever	Frierfjorden	April-Mai	N = 20
	“	Breviksfjorden	“	N = 20
	“	Såstein	“	N = 19
	Sjø-ørret	Frierfjorden	April-Mai	N=14
	Hepatopancreas (krabbesmør) av hanner	Ringshlm./Frierfj. Bjørkøybåen/ Breviksfjorden Arøya/Dybingen Såstein Åbyfjorden ¹⁾	Oktober ” November Oktober ”	N = 20 N = 19 N = 18 N = 22 N = 19
	Blåskjell	Croftthlm./ Breviksfjorden Helgeroa	17/4 “	N = 50 N = 50
HCB/OCS/DCB og kvikksølv (Individuelle anal.)	Hhv. i lever (klororganiske) og filet av torsk	Frierfjorden Eidangerfjorden	5-18/10 13/10	N = 51 N = 15
HCB/OCS/DCB o.a.klororganiske (Blandprøver)	<u>Som for PCDF/PCDD ovenfor.</u>			
PAH (Blandprøver)	Blåskjell	Croftthlm./ Breviksfj. Helgeroa	17/4 “	N = 50 N = 50

2.3 Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsserien for analyse av torsk fra Frierfjorden

51 torsk fra Frierfjorden er analysert individuelt for innhold av HCB/OCS/DCB i lever som en fortsettelse av serien som startet i 1975. Individuelle analyser av kvikksølv i torskfilet begynte allerede i 1968, men har hatt et opphold pga. lave/moderate verdier 1993-1995 og ble også utelatt i 1997 og 1998 etter bekreftet lave konsentrasjoner i 1996 (Knutzen et al. 1998a). Serien ble gjenopptatt i 1999. Tabell 3 viser antall data for hver av de variable.

Tabell 3. Samlet materiale av torsk fra Frierfjorden 1968 - 1999, med antall observasjoner av hver variabel.

Variable	Antall fisk
Vekt	1450
HCB i lever	1323
OCS i lever	1323
DCB i lever	1205
Hg i filét	1166

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 stabile forhold (dvs. liten belastningsendring over tid) 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 regresjonskoeffisient over alle år for denne sammenhengen er deretter beregnet som veiet middel over årskoeffisienten. Hver års-koeffisient er gitt en vekt $1/SD^2$, hvor SD er standardavviket for årsverdien på regresjonskoeffisienten. Det gir det mest nøyaktige estimatet. Det er undersøkt om det er bedre å bruke ulik regresjonskoeffisient fra år til år. Estimatenes 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 har gitt følgende endringer i vektkorrigeringen jevnført med 1998 (kvikksølv 1996):

$\log(\text{HCB})$	$= \log(\text{HCB}_1)$	$+ 0,77 \log(\text{vekt})$	endret fra 0,78
$\log(\text{OCS})$	$= \log(\text{OCS}_1)$	$+ 0,82 \log(\text{vekt})$	uendret
$\log(\text{DCB})$	$= \log(\text{DCB}_1)$	$+ 0,75 \log(\text{vekt})$	endret fra 0,74
$\log(\text{Hg})$	$= \log(\text{Hg}_1)$	$+ 0,52$	uendret (fra 1996)

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 middelveiene i Figur 7-9 er beregnet ut fra dette.

Det er gjort analyse på log(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 heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekaloribifenyl (DCB). Variasjonene i gjennomsnittsvekt viste ingen markert sammenheng med variasjonene over tid i verdiene for HCB, OCS eller DCB.

Torsk fra Eidangerfjorden er ikke med i de her nevnte analysene (dvs. dataene er ikke vektkorrigert).

For å teste om verdiene fra to år er signifikant forskjellige er det brukt en enveis variansanalyse (ANOVA) på $\log_{10}$ -transformerte data. Regresjonsanalyser og ANOVA-testene er gjennomført ved hjelp av MINITAB versjon 8.0 statistikkpakke.

3. Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), polyklorerte naftalener (PCN) og non-orto/mono-orto polyklorerte bifenyler (PCB)

Sum toksisitetsekvivalenter (TE) og delbidragene fra PCDF/PCDD ("dioksiner") og ovennevnte øvrige grupper av stoffer med samme virkningsmekanisme er sammenstilt i Tabell 4. (For rådata henvises til Vedlegg 2 (PCDF/PCDD og non-orto PCB), Vedlegg 3 (PCN) og Vedlegg 7). Om beregningen av TE henvises til kap. 2.2.

Tabell 4. Toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDF/PCDD, PCN, non-orto PCB og utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) i lever av torsk (*Gadus morhua*), hepatopaneas (krabbesmør) av hannkrabber (*Cancer pagurus*) og i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1999, ng TE/kg våtvekt. Ikke analysert: i.a. I parentes: utvalgte eksempler på %-bidrag til Σ TE.

Arter/ prøvesteder	TE _{PCDF/D}	TE _{PCN}	TE _{n.-o. PCB}	TE _{m.-o. PCB} ²⁾	Σ TE
Torskelever					
Frierfjorden	233 (54)	105 (25)	63,4 (15)	24,9 (6)	426
Breviksfjorden	154 (53)	29,1 (10)	88,7 (30)	19,9 (7)	292
Såstein	35,4 (41)	5,4 (6)	35,8 (41)	10,9 (12)	87,5
Sjø-ørret, filet					
Frierfjorden	2,74 (65)	0,69 (17)	0,47 (11)	0,29 (7)	4,19
Krabbe					
Ringsholmene	921 (93)	16,7 (2)	36,8 (4)	8,6 (1)	983
Bjørkøybåen	318	i.a.	19,1	4,5	342
Arøya	72,9	i.a.	11,4	3,0	87,3
Såstein	106	i.a.	12,3	3,0	121
Åbyfjorden ¹⁾	119	i.a.	13,9	4,1	137
Blåskjell					
Croftlm.	3,29	i.a.	0,43	0,18	3,90
Helgeroa	1,38	i.a.	0,27	<0,1	≈1,70

1) Gjennomsnitt i separate blandprøver av hanner og hunner (kfr. vedlegg 2-3).

2) Eventuelt benyttet halv deteksjonsgrense ved summering, her for CB156.

3.1 PCDF/PCDD (dioksiner)

Unntatt i lever av torsk fra Såstein, der bakgrunnsbelastningen har relativt stor betydning, kom i likhet med tidligere det største bidraget til sum TE fra PCDF/PCDD. Dioksindominansen var særlig markant i krabbe. Forskjellen mellom artene har praktisk

betydning i relasjon til spiselighet: I torskelerver er ikke problemet begrenset bare til dioksiner og polyklorerte naftalener, men omfatter også bidraget til giftighetspotensialet fra PCB.

Nivåene av $TE_{PCDF/PCDD}$ i torskelerver lå vel 15/10/2 ganger høyere enn grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Fra data som er kommet til etter at klassifiseringssystemet var ferdig (kfr. referanser i Knutzen et al. 1999c) synes imidlertid grensen på 15 ng $TE_{PCDF/D}$ /kg våtvekt å burde nedjusteres til i hvert fall 10 ng/kg. Med en slik grense for høy diffus belastning (langt fra punktkilder) øker forurensningsgraden i torskelerver fra Grenlandsområdet ut fra 1999-resultatene til i området 4-25 ganger.

Tilsvarende overkonsentrasjoner i krabbesmør (jevnført med Kl. I i klassifiseringssystemet) varierte fra vel 90 ganger i Ringsholmene/Frierfjorden til 7-12 ganger på de tre stasjonene fra Arøya og utover. (Av Tabell 5 ses at omregning til fettbasis ga liten forskjell i graden av dioksinforurensning i krabbe fra disse lokalitetene).

Blåskjellverdiene overskred Kl. I med ca. 15 ganger i materialet fra Croftholmen/indre Breviksfjorden og omkring 7 ganger ved Helgeroa. Innledende registreringer av dioksiner i vann 1998-1999 indikerte betydelig tilførsel av PCDF/PCDD via Skienselva i samme størrelsesorden som utslippet fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk og dokumenterte nivåer i overflatelaget på strekningen Frierfjorden-Langesund i størrelsesordenen minst 50 ganger "høy bakgrunn" fra bare diffus belastning (Knutzen et al. 2000a). Ut fra dette er det forklarlig at reduksjonen i blåskjell innhold av dioksiner ikke har vært fullt proporsjonal med minskningen på mer enn 99 % i de direkte utslipp fra magnesiumfabrikken.

Tabell 5. Sum toksisitetsekvivalenter og TE fra utvalgte forbindelser av PCDF/PCDD i lever av torsk (*Gadus morhua*), filet av sjø-ørret (*Salmo trutta*) hepatopancreas av hanner/taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarskysten 1999. Konsentrasjoner i ng/kg/våtvekt (sum TE også i ng/kg fett). TE beregnet etter Ahlborg (1989).

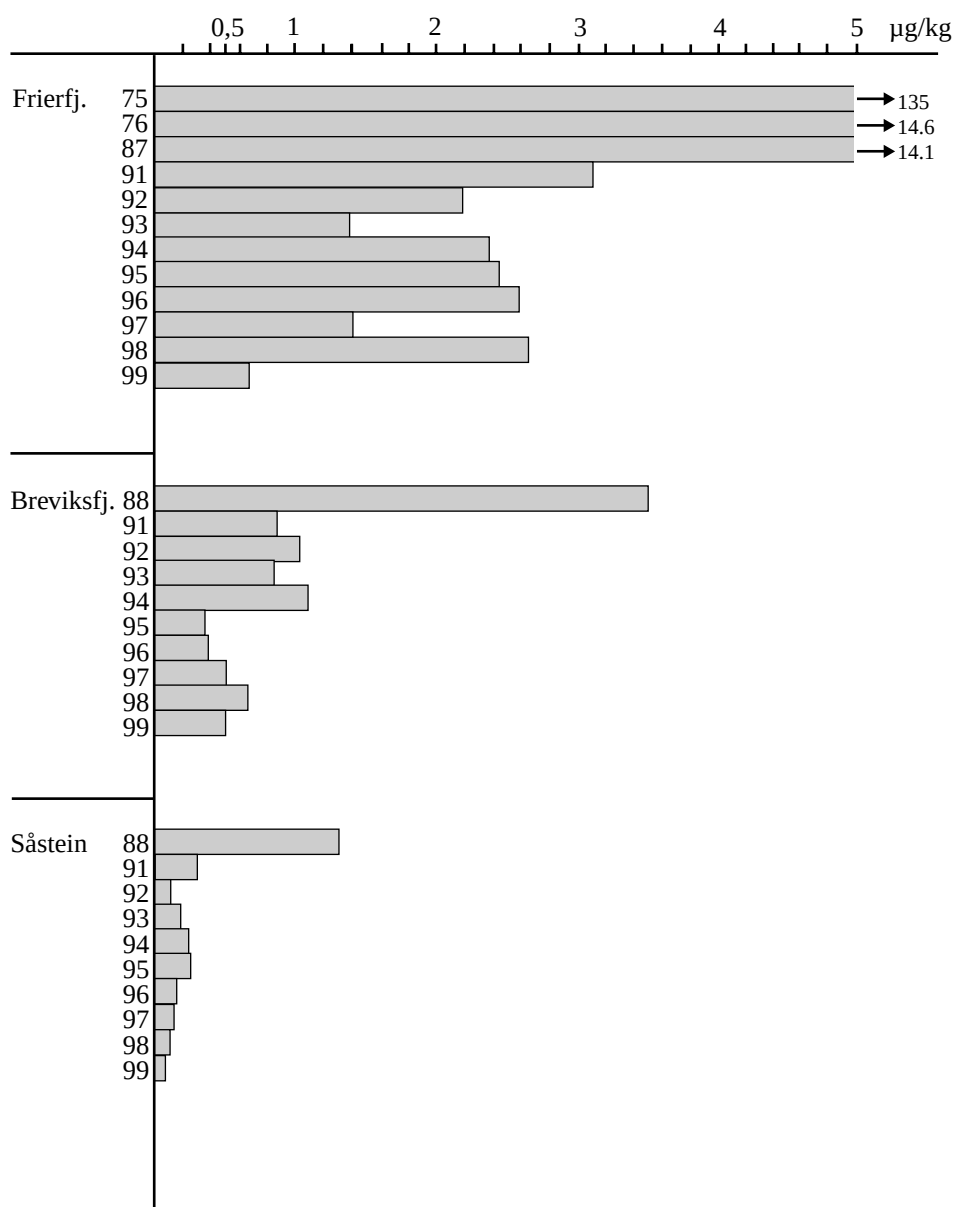
Arter/ prøvesteder	ΣTE		2378-	23478-	123478/ 123479-	123678-	2378-	12378-	123678-
	ng/kg v.v	ng/kg fett	TCDF	PeCDF	HxCDF	HxCDF	TCDD	PeCDD	HxCDD
Torskelerver									
Frierfj.	233	628	20,5	42,7	64,9	48,3	24,8	3,9	5,3
Breviksfj.	154	478	27,1	16,5	31,0	28,9	32,5	1,3	3,0
Såstein	35,4	97	6,0	6,9	6,5	5,6	6,0	0,9	0,8
Sjø-ørret									
Frierfjorden	2,74	87	0,43	1,53	0,10	0,09	0,33	0,20	0,01
Krabbe,									
Ringsholmene	921	11370	108	362	176	86,0	32,6	69,8	14,0
Bjørkøybåen	318	3149	34,1	143	50,0	17,9	10,2	30,8	5,8
Arøya	72,9	623	10,0	32,5	8,3	4,3	4,2	7,3	1,3
Såstein	106	530	6,0	47,1	15,9	4,9	3,2	11,6	3,0
Åbyfjorden	119	601	8,1	47,1	23,1	7,5	4,6	11,5	2,9
Blåskjell									
Croftholmen	3,29	194	0,90	1,04	0,28	0,21	0,33	0,18	0,04
Helgeroa	1,38	92	0,40	0,39	0,13	0,08	0,12	0,09	0,01

Fra Figurene 2-3 ses at 1999-konsentrasjonene av $TE_{PCDF/D}$ var de klart laveste som er målt i henholdsvis lever av torsk og filet av sjø-ørret fra Frierfjorden. Et mindre tydelig minimum ble også registrert i torsk fra Såstein. Ut fra tidligere store svingninger, og intet tilsvarende utslag i Breviksfjordtorsk, bør det imidlertid ikke legges for stor betydning i disse resultatene. Mest sannsynlig dreier det seg vesentlig om et utslag av fiskens vandringshistorie og dioksininnholdet i byttedyr i perioden forut for fangst. Man kan merke seg at det for HCB/OCS/DCB i parallelle prøver av torsk og sjø-ørret (Figur 13-18) bare ses tilnærmet like tydelige minimumsverdier av HCB/OCS i sjø-ørret (Figur 16-17). Verdiene av $TE_{PCDF/D}$ i krabbesmør lå på alle stasjoner innenfor intervallet av det som tidligere er observert, men i den lave del av intervallene for hver stasjon (Figur 4-5). Om minimumsverdiene for $TE_{PCDF/D}$ i krabbe fra 1998 kan bemerkes at det her dreier seg om beregnede verdier ut fra innholdet i hele skallinnmaten, og at omregningsfaktoren fra det begrensede erfaringsmateriale behandlet i Knutzen et al. (1999a) kan være noe lav.

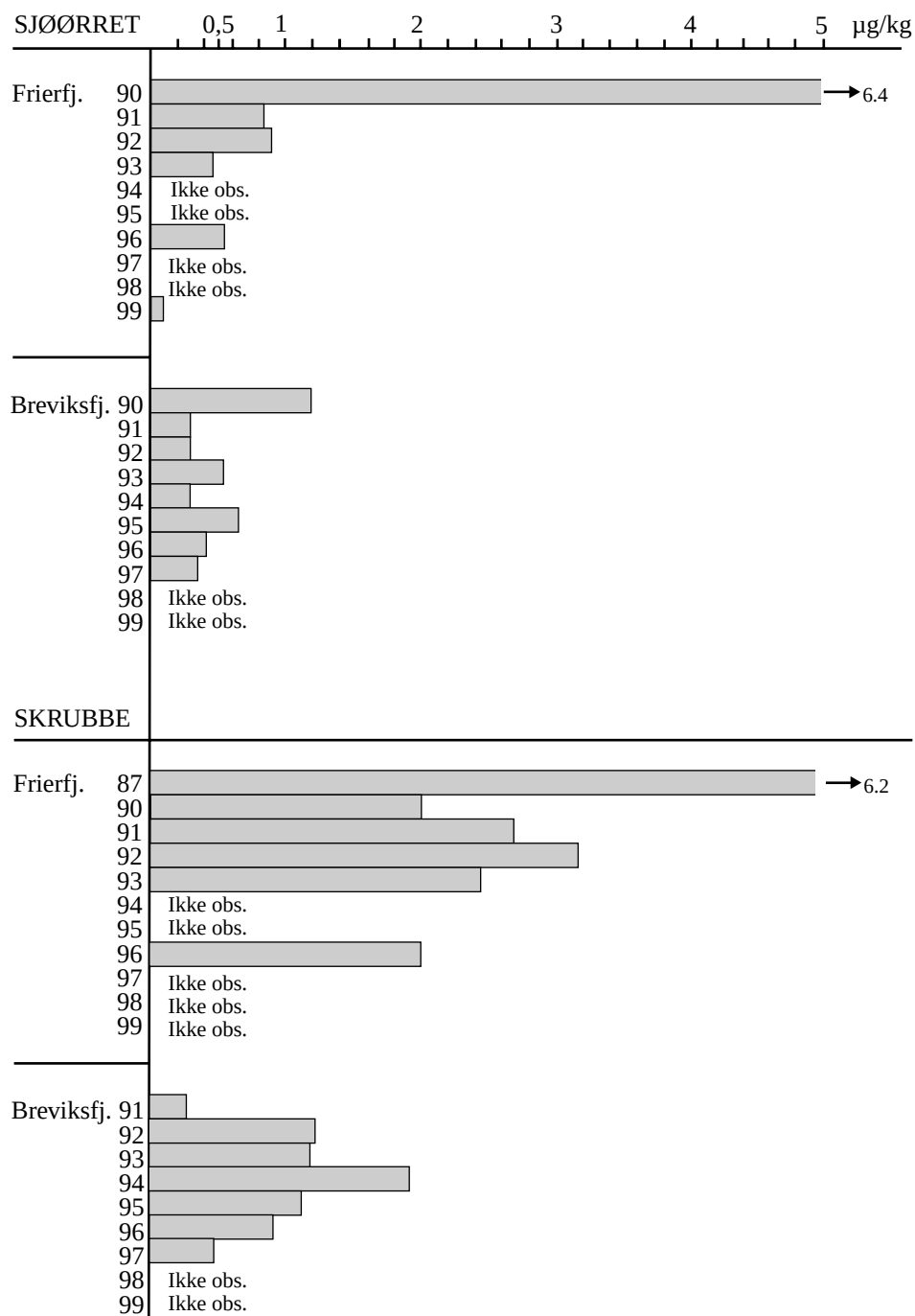
Dioksinprofilen i de enkelte artene var i hovdsaken som før (sammenlign Tabell 6 med vedlegg 4, som viser alle data for de utvalgte enkeltstoffer og gruppers relative bidrag til sum $TE_{PCDF/PCDD}$). I likhet med tidligere gjenspeiltes påvirkningen med de mest fremtredende komponentene i magnesiumfabrikkens utslipp – gruppen av HxCDF (heksadibenzofuraner) - seg best i torsk, mens 23478-PeCDF dominerte i sjø-ørret og krabbe. Særlig gjaldt dette sjø-ørret, der HxCDF var sterkt underrepresentert jevnført med utslippsprofilen. Størst bidrag til ΣTE i blåskjell kom fra 2378-TCDF og 23478-PeCDF. Til sammen underbygger resultatene det som tidligere er påpekt om artenes individuelle netto akkumuleringsegenskaper og delvise uavhengighet av belastningens dioksinprofil.

Tabell 6. Prosent bidrag til sum $TE_{PCDF/PCDD}$ fra enkeltforbindelser og grupper av PCDF/PCDD i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarskysten 1999.

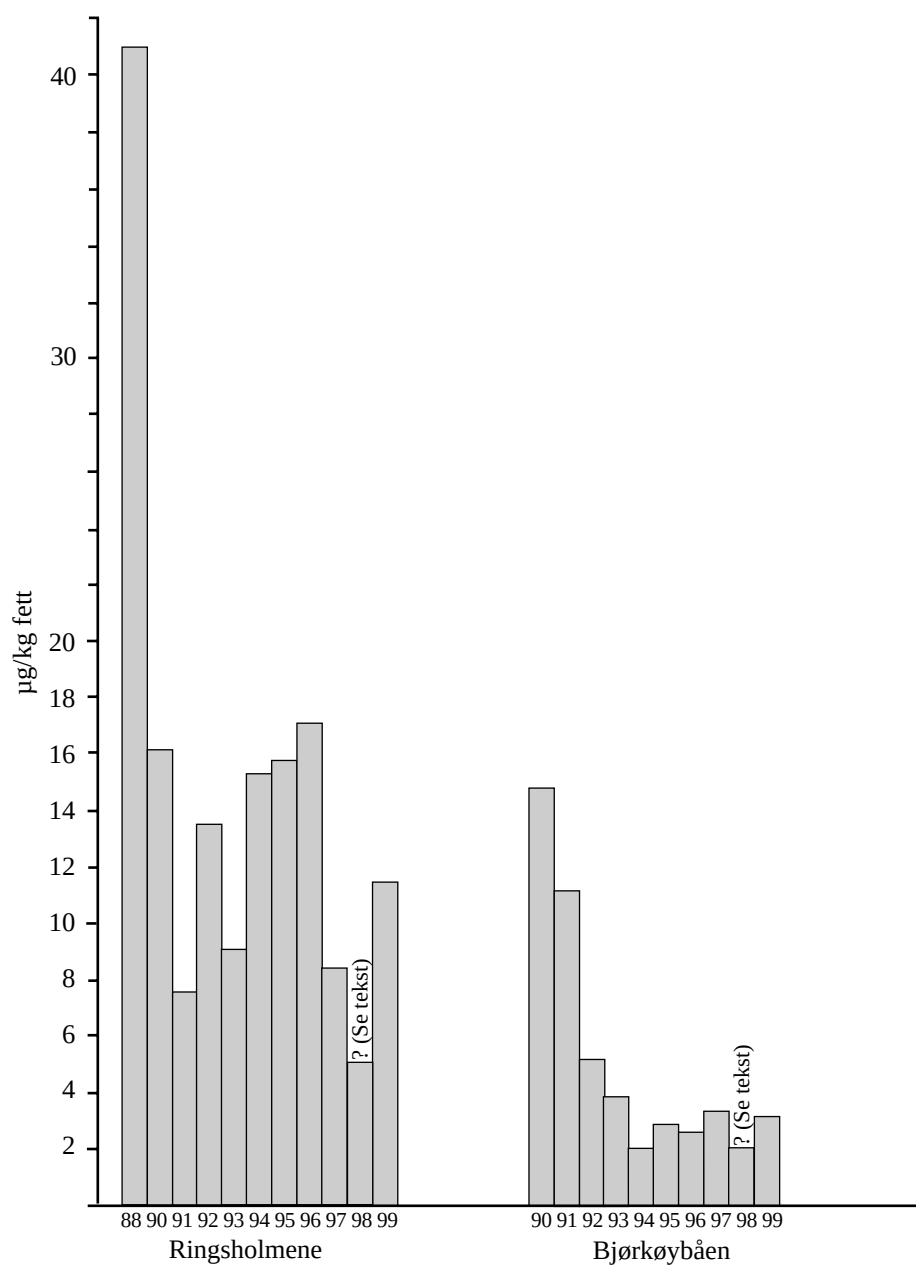
Arter/vev Stasjoner	2378- TCDF	23478- PeCDF	123478/ 123479- HxCDF	123678- HxCDF	Σ HxCDF	Σ PCDF	2378- TCDD	12378- PeCDD	Σ HxCDD
Torskelever									
Frierfjorden	9	18	28	21	54	84	11	2	3
Breviksfjorden	18	11	20	19	44	75	21	1	4
Såstein	17	20	18	16	38	77	17	2	3
Sjø-ørret									
Frierfjorden	16	56	4	3	8	80	12	7	1
Krabbesmør									
Ringshlm.	12	39	19	9	32	86	3	8	3
Bjorkøybåen	11	45	16	6	25	83	3	10	4
Arøya	14	45	11	6	20	81	6	10	3
Såstein	6	44	15	6	26	80	3	11	6
Åbyfjorden	7	40	19	6	31	81	4	10	5
Blåskjell									
Croftthlm.	27	32	9	6	18	81	10	6	3
Helgeroa	29	28	9	6	19	80	9	7	3



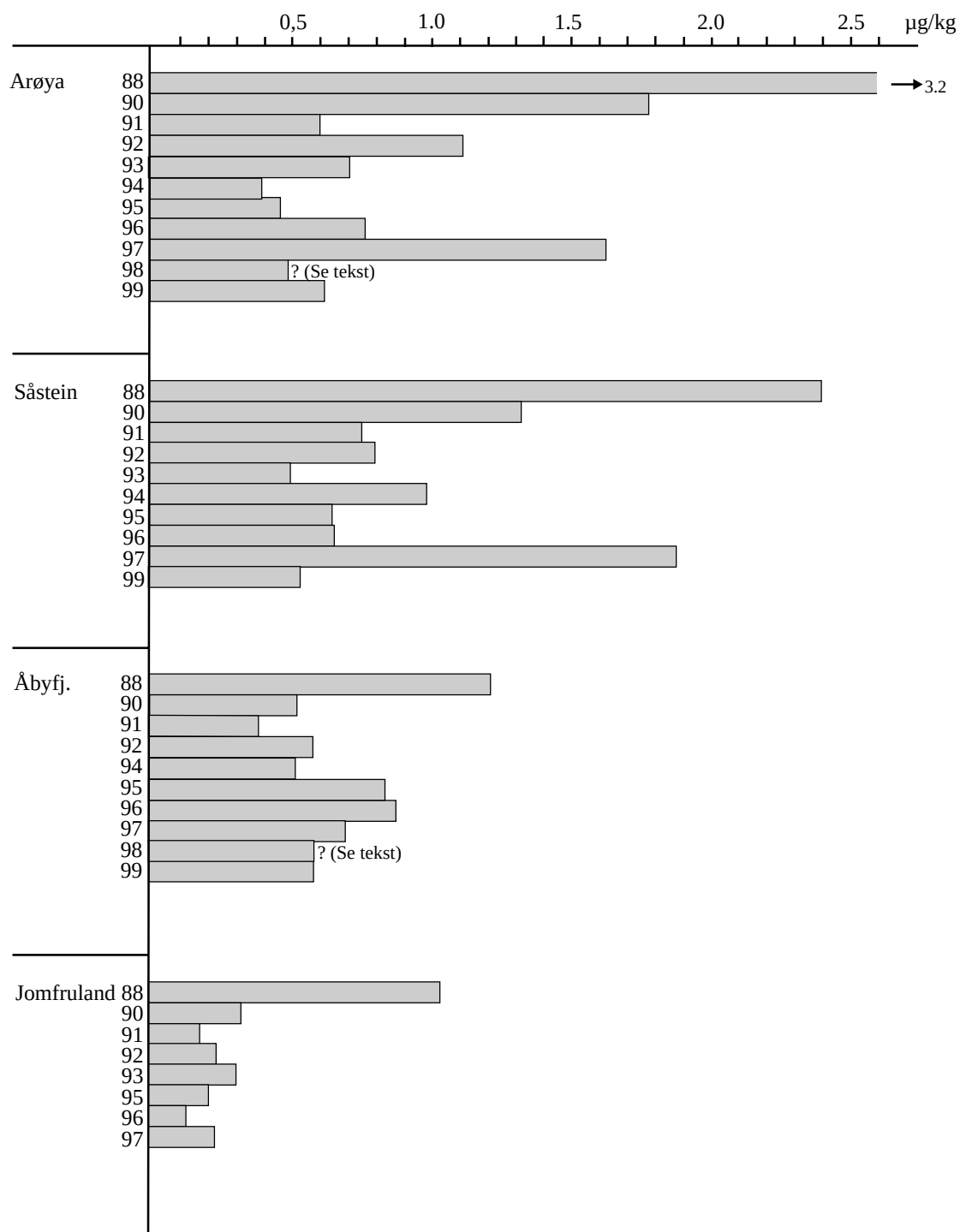
Figur 2 TE_{PCDF/D} (etter Ahlborg 1989) i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Grenlandsfjordene (1975)1987-1999, µg/kg fett.



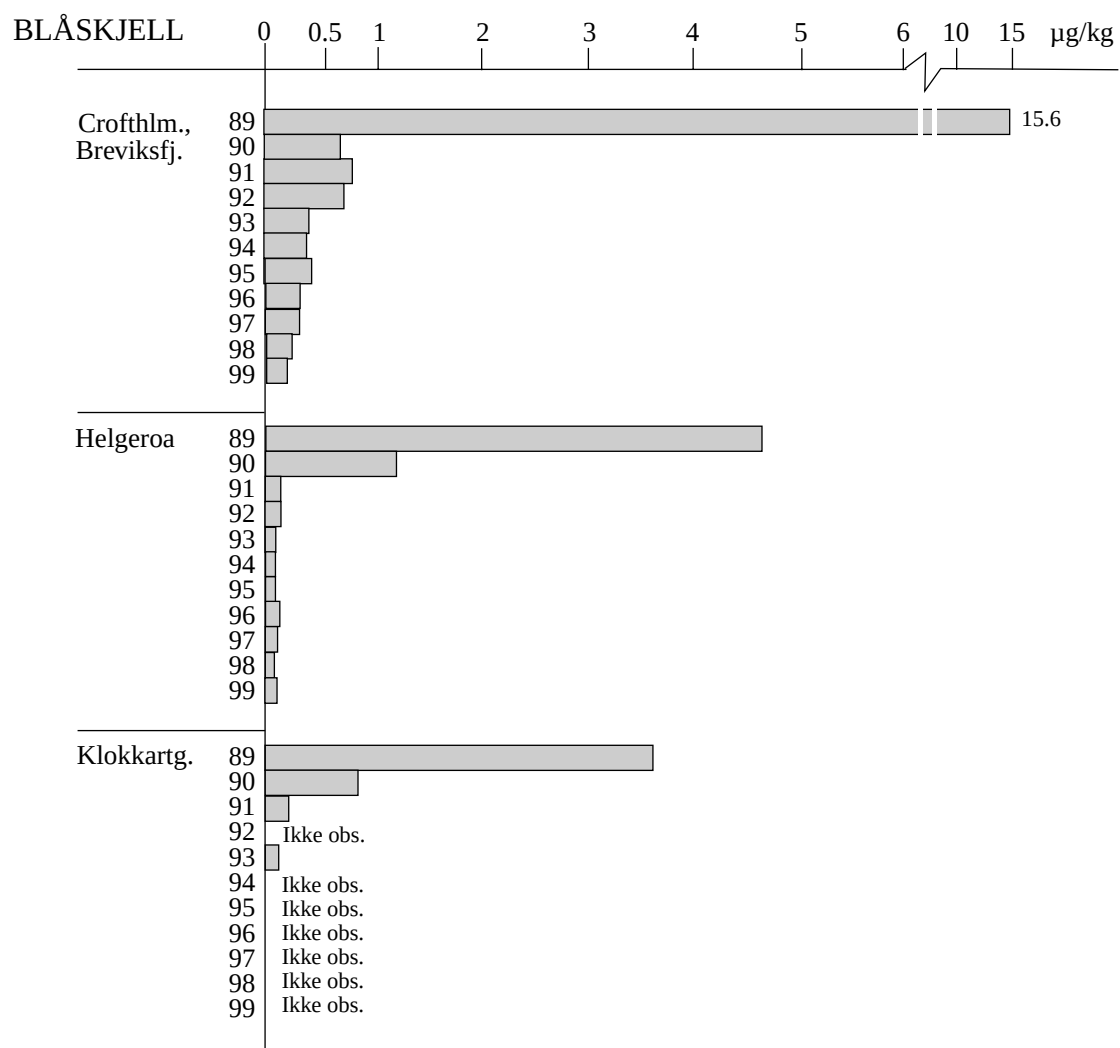
Figur 3 TE_{PCDF/D} (etter Ahlborg 1989) i sjø-ørret (*Salmo trutta*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Grenlandsfjordene 1987-1999, µg/kg fett.



Figur 4 TE_{PCDF/D} (etter Ahlborg 1989) i krabbesmør (hepatopankreas, brunkjøtt) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*, hanner) fra Ringsholmene/Frierfjorden og Bjørkøybåen/indre Breviksfjorden 1988-1999, µg/kg fett. OBS: Vedrørende beregnede 1998-verdier, se tekst.



Figur 5. TE_{PCDF/D} (etter Ahlborg 1989) i krabbesmør (hepatopankreas, brunkjøtt) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*, hanner) fra strekningen Arøya-Jomfruland 1988-1999, µg/kg fett. OBS: se tekst vedrørende beregnede 1998-verdier.



Figur 6. TE_{PCDF/D} (etter Ahlborg 1989) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1989-1999, µg/kg fett.

3.2 PCN

Som for dioksiner var innholdet av denne stoffgruppen det laveste som hittil er registrert i torskelever fra Frierfjorden (Tabell 7). Det er for tidlig å si noe om hvorvidt dette er noe annet enn et tilfeldig utslag av variasjoner fra år til år. Resultatene av PCN-overvåkingen så langt tyder på at gruppen er like bestandig i fjordsystemet som dioksiner. Et minimum ble også konstatert i serien fra Såstein, mens omregning til fettbasis for torsk fra Breviksfjorden ga et nivå innenfor tidligere observerte konsentrasjoner av både sum tetra- til heptaforbindelser og ΣTE_{PCN} (Tabell 6).

Som nevnt i forrige årsrapport (Knutzen et al. 1999b) synes for torskelever "høyt bakgrunnsnivå" forårsaket av bare diffuse kilder å ligge på omkring 1 ng TE/kg våtvekt (kfr. Green et al. 2000 og Knutzen et al. 2000b med ref.). For 1999 gir dette anydningsvise overkonsentrasjoner på vel 100 ganger i Frierfjorden og deretter raskt fallende til ca. 5 ganger ved Såstein.

Andelen av TE fra polyklorete naftalener i torskelever (Tabell 4) var omlag som før og avtok markert med økende avstand fra kilden. I de øvrige arter spiller PCN bare underordnet rolle fra Breviksfjorden og utover, og overvåkes derfor bare i prøver fra Frierfjorden.

Det må tilføyes at nyere resultater indikerer at flere PCN-forbindelser enn de to som er regnet med her kan ha dioksinlignende egenskaper med såvidt høye TEF-verdier (Villeneuve et al. 2000) at det aktualiserer en oppjustering av PCNs bidrag til sum TE. Foreløpig mangler som nevnt samme internasjonale ekspertvurdering av PCN som for dioksiner og dioksinlignende PCB. Imidlertid vil behovet for en slik bedømmelse melde seg i sammenheng med eventuelle endringer i kostholdsråd og restriksjoner på omsetningen av sjømat.

Tabell 7. Polyklorete naftalener i lever av torsk fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1995-1999 ΣPCN (tetra- til heptaforbindelser,) er angitt i $\mu\text{g/kg}$ og TE_{PCN} ng/kg.

Sted/tid	Våtvektsbasis		Fettbasis	
	ΣPCN , $\mu\text{g/kg}$	TE_{PCN} , ng/kg	ΣPCN , $\mu\text{g/kg}$	TE_{PCN} , ng/kg
Frierfjorden				
1995	178	284	436	696
1996	180	266 ¹⁾	531	786 ¹⁾
1997	293	311	621	659
1998	186	252	769	1041
1999	50,7	105	137	284
Breviksfjorden				
1995	18,5	26,3	45,8	65,1
1996	22,2	33,1	52,3	77,9
1997	44,2	39,0	104	92,2
1998	42,6	46,3	187	203
1999	14,9	29,1	46,1	90,4
Såstein				
1995	8,7	13,3	27,2	41,4
1995	20,2	17,1	33,3	28,1
1997	18,9	12,6	30,9	19,6
1998	11,8	9,7	25,6	21,0
1999	2,9	5,4	7,8	14,8

1) Rettet feil (166) i Knutzen et al. (1998a).

3.3 Dioksinlignende PCB

Det betydelige bidraget til ΣTE i lever av torsk (og beslektede arter) fra PCBer med dioksinlignende egenskaper utgjør et eget problem fordi kildene her er ukjente. Det er bemerkelsesverdig at det av ΣPCB_7 bare er konstatert moderate overkonsentrasjoner i sediment (Næs 1999), og spesielt at de så langt observerte verdiene av de giftigste dioksinlignende PCB har ligget på samme nivå som i sedimenter fra Nordsjøen.

Tabell 8 gir en sammenstilling av alle registreringer av dioksinlignende PCB innen overvåkingen av miljøgiftinnholdet i torskelever.

Tabell 8. $TE_{non-orto PCB}$, $TE_{mono-orto PCB}$ og ΣTE_{PCB} i lever av torsk fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1993-1999, ng/kg våtvekt og ng/kg fett. Avrundede tall.

Stasjoner/år	Våtvektsbasis			Fettbasis ¹⁾		
	TE- n.-o. PCB	TE- m.-o. PCB	ΣTE_{PCB}	TE- n.-o. PCB	TE- m.-o. PCB	ΣTE_{PCB}
Frierfjorden						
1993	104	55	159	259	138	398
1994	138	54	192	409	159	570
1995	175	129	304	429	316	745
1996	246	90	336	728	267	994
1997	163	52	215	345	111	456
1998	178	71	249	736	291	1029
1999	63	25	88	171	67	238
Middel/St.avvik			220/85			633/301
Breviksfjorden						
1993	136	37	173	410	112	523
1994	189	45	234	449	106	556
1995	70	30	101	174	75	250
1996	89	34	124	210	81	292
1997	119	29	148	281	70	350
1998	94	49	143	411	215	627
1999	89	20	109	276	62	338
Middel/St.avvik			147/45			419/147
Såstein						
1993	74	20	94	156	41	197
1994	72	30	102	172	73	245
1995	75	34	109	234	105	340
1996	72	41	113	118	67	186
1997	59	21	80	97	34	131
1998	54	21	75	117	46	163
1999	35,4	5,4	40,8	97	15	112
Middel/St.avvik			88/25			196/77

1) Ved omregning til fettbasis benyttet NILUs tall for % fett fra analysene av dioksiner/non-orto PCB.

Middelverdien for ΣTE_{PCB} i torskelever fra Frierfjorden på 220 ng/kg våtvekt er vel 3 ganger høyere enn det man så langt kan regne som en tilnærmet øvre grense (ca. 70 $\mu g/kg$) for utslag av bare diffus belastning (Solberg et al. 1997, 1999, Knutzen et al. 1998b, Green et al. 2000). Mer moderate gjennomsnittlige overkonsentrasjoner er funnet i torsk fra Breviksfjorden (vel en fordobling) og ved Såstein.

Disse overkonsentrasjonene av TE_{PCB} er særlig for Frierfjorden noe større enn konstatert for ΣPCB_7 (i gjennomsnitt for det samme tidsrom vel 2x), hvilket understreker det bemerkelsesverdige i at man har registrert så lite av PCBer med dioksinegenskaper i sedimentene. Rent spekulativt kan det tenkes at høye konsentrasjoner av andre organiske forurensninger (de klororganiske hovedkomponentene fra magnesiumfabrikkens utslipp, PAH, pyrolyseolje o.a., kfr Næs og Oug 1991) har virket forstyrrende på analysene av non-orto PCB, som i forhold til de nevnte stoffene uansett vil foreligge i vesentlig mindre mengder.

Et betydelig antall mulige kilder til PCB-forurensning i nedbørsfeltet til Frierfjorden er listet i en rapport fra Norges Naturvernforbund (Schulze et al. 1999).

4. Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekaklorbifenyl (DCB) og øvrige klororganiske stoffer

Rådata for langtidsserien i torskelever (individuelle analyser) finnes i Vedleggene 5 (1998) og 6 (aritmetisk middel for HCB, etc.; lengde og vekt 1968 - 1999), mens resultatene fra analyser av blandprøver 1999 er samlet i Vedlegg 7 (blandprøvekarakteristikk i Vedlegg 1).

4.1 Langtidsserien med individuelle analyser

Resultatene fra denne serien fremgår av Figurene 7-9 (Frierfjorden, gjennomsnitt (N=50-60) av vektnormaliserte verdier) og Figurene 10-12 (Eidangerfjorden, medianverdier (N=ca. 15) av ikke vektnormaliserte data). For å tydeliggjøre utviklingen/svingningene etter de omfattende rensetiltakene i 1989-90, er det for Frierfjordens del fremstilt tilleggsfigurer med en annen skala for perioden 1991-1998 (Figurene 7B, 8B, 9B).

Den markerte nedgangen i nivåene av HCB og OCS etter 1989-90 i torsk fra både Frierfjorden og Eidangerfjorden (Figurene 7-8 og 10-11, har vært fulgt av langsommere minskning og etter 1994-1995 svingninger omkring et tilsynelatende utflatingsnivå (kfr. også vedleggstabellene 6.1 og 6.2) . Fra 1997 til 1998 var det en statistisk signifikant økning i Frierfjordtorskens HCB-innhold, mens den videre økningen til 1999 som fremgår av Figur 7B ikke var signifikant.

For DCB har minskningen vært relativt mindre, og utviklingen etter 1989-90 mer ujevn (Figur 9AB og Figur 12).

Gjennomsnittet for ikke vektkorrigerede HCB-konsentrasjoner i Frierfjordtorsk (Vedlegg 5) lå også i 1999 vel 15 ganger over grensen for Kl I i SFTs klassifiseringssystem (20 µg/kg, kfr. Molvær et al. 1997). OCS og DCB i torskelever er foreløpig ikke inkludert i klassifiseringssystemet, men ut fra observasjoner på referanselokaliteter (Knutzen og Green 1995, senere data fra referansestasjoner innen den norske delen av JAMP (Joint Assessment and Monitoring Programme) og Knutzen et al. 1998b, 2000b) indikerer at nivået i lever av torsk fanget langt fra punktkilder ikke bør være over 5-10 µg/kg våtvekt. For gjennomsnittet av ikke vektkorrigerede verdier fra Frierfjorden 1999 (Vedlegg 5) gir dette overkonsentrasjoner på ca. 150 ganger for OCS og for DCB sannsynligvis omkring 250 ganger.

Tilsvarende overkonsentrasjoner i lever torsk fra Eidangerfjorden var < 1/ ca. 2 og mer enn 30 ganger, henholdsvis for HCB, OCS og DCB, (Figur 8-10 og medianverdier i Vedlegg 6).

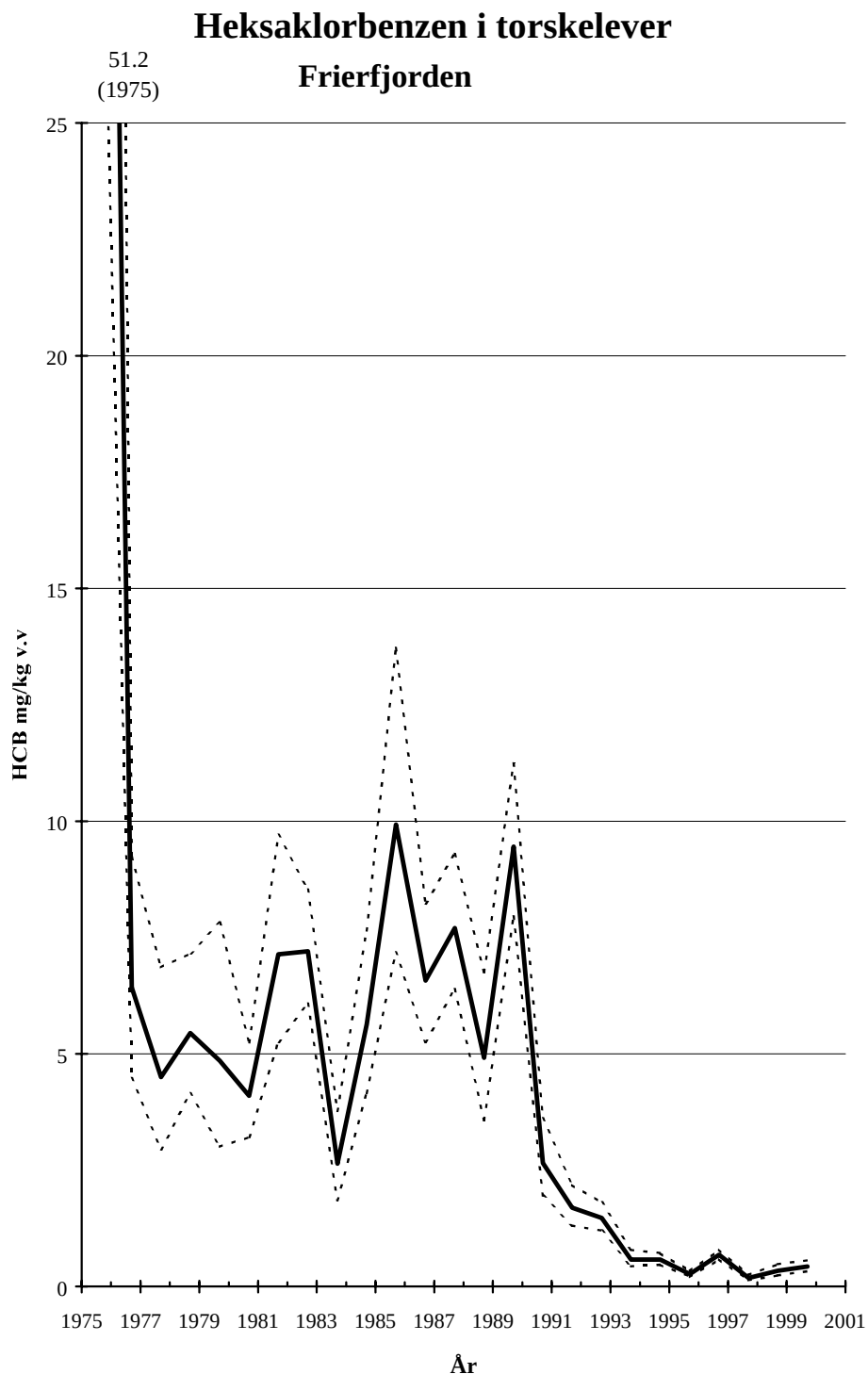
På tross av den korte vandringsveien mellom Frierfjorden og området ytre Eidangerfjorden - indre Breviksfjorden har det vært et stabilt trekk ved resultatene fra overvåkingen at nivået av disse tre forurensningskomponentene har ligget omkring 10 ganger høyere i Frierfjorden.

Også i 1999 var de individuelle variasjonene store (ikke vektkorrigert, Vedlegg 5); for lever av torsk fra Frierfjorden som følger (µg/kg våtvekt og µg/kg fett):

	HCB	OCS	DCB
Våttvektsbasis	26-806	155-2023	218-15439
Fettvektsbasis	188-3675	1043-22182	855-174237

For alle variablene ses en spredning på mer enn en 10-potens på såvel våttvekt- som fettbasis, og den relative forskjellen mellom laveste og høyeste verdi er ikke mindre etter omregning til fettbasis. Standardavviket varierer mellom i underkant av 50 % og over 150/200 % av middelverdien, de sistnevnte tallene gjelder DCB (kfr. Vedlegg 5). I hele perioden 1992-1999 har variasjonen vært størst for DCB, der konsentrasjonene også viser minst sammenheng med fettinnholdet.

Torskeleverens midlere fettinnhold var relativt lavt, dvs. 28/29 % henholdsvis i materialet fra Frierfjorden og Eidangerfjorden. Dette er som foregående år for Frierfjorden, men høyere enn det torsk fra Eidangerfjorden inneholdt i 1998. Gjennomsnittet trekkes ned ved at et betydelig antall leverer hadde fettinnhold på 8 % og lavere : 10 av 51 i Frierfjorden og 3 av 15 i Eidangerfjorden.

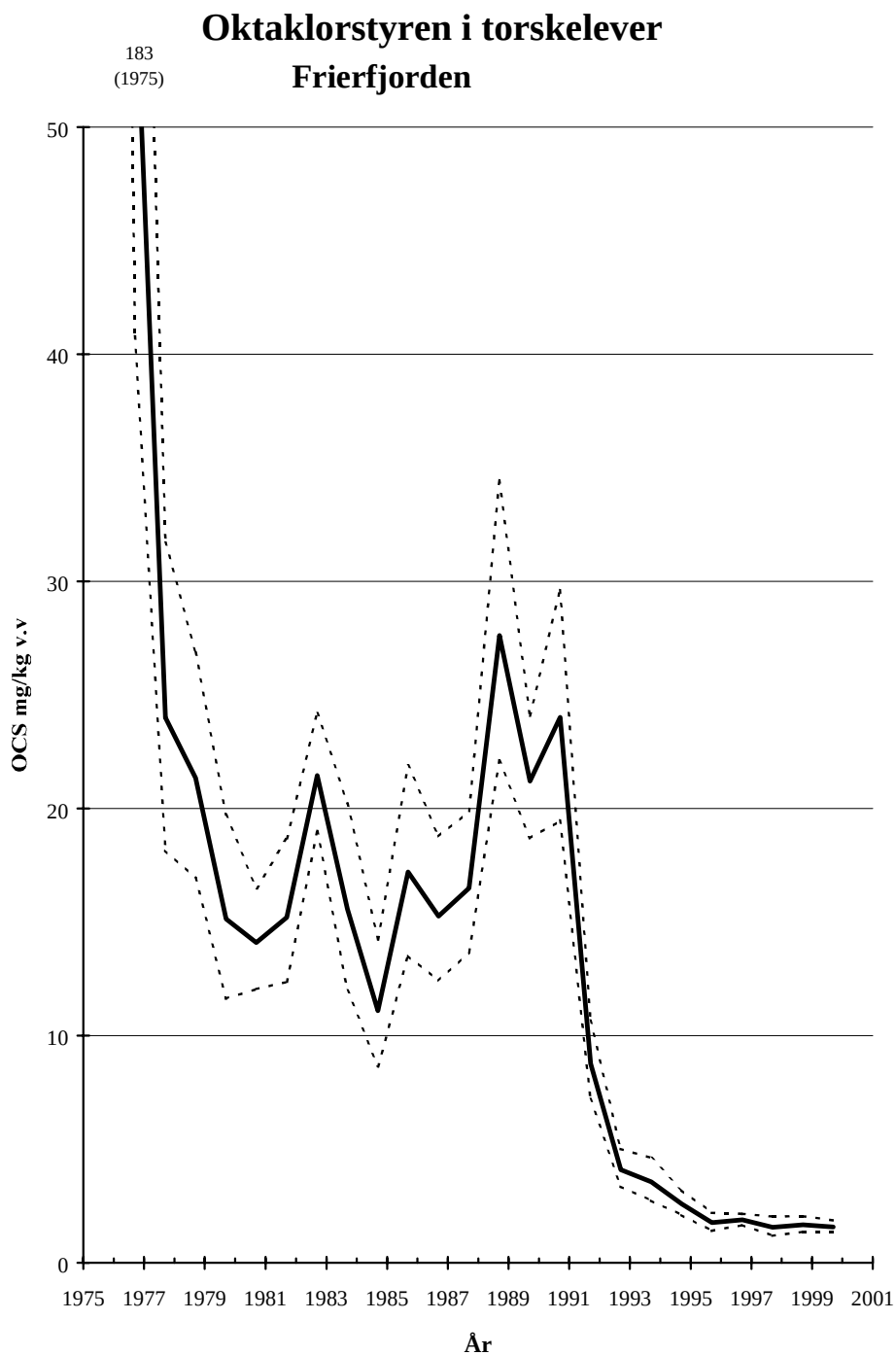


Figur 7A. Heksaklorbenzen i **lever** av torsk fra Frierfjorden 1975-1999, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95 % konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg. (For et mer detaljert bilde av utviklingen etter 1990, se Figur 7B)

Heksaklorbenzen i torskeler Frierfjorden

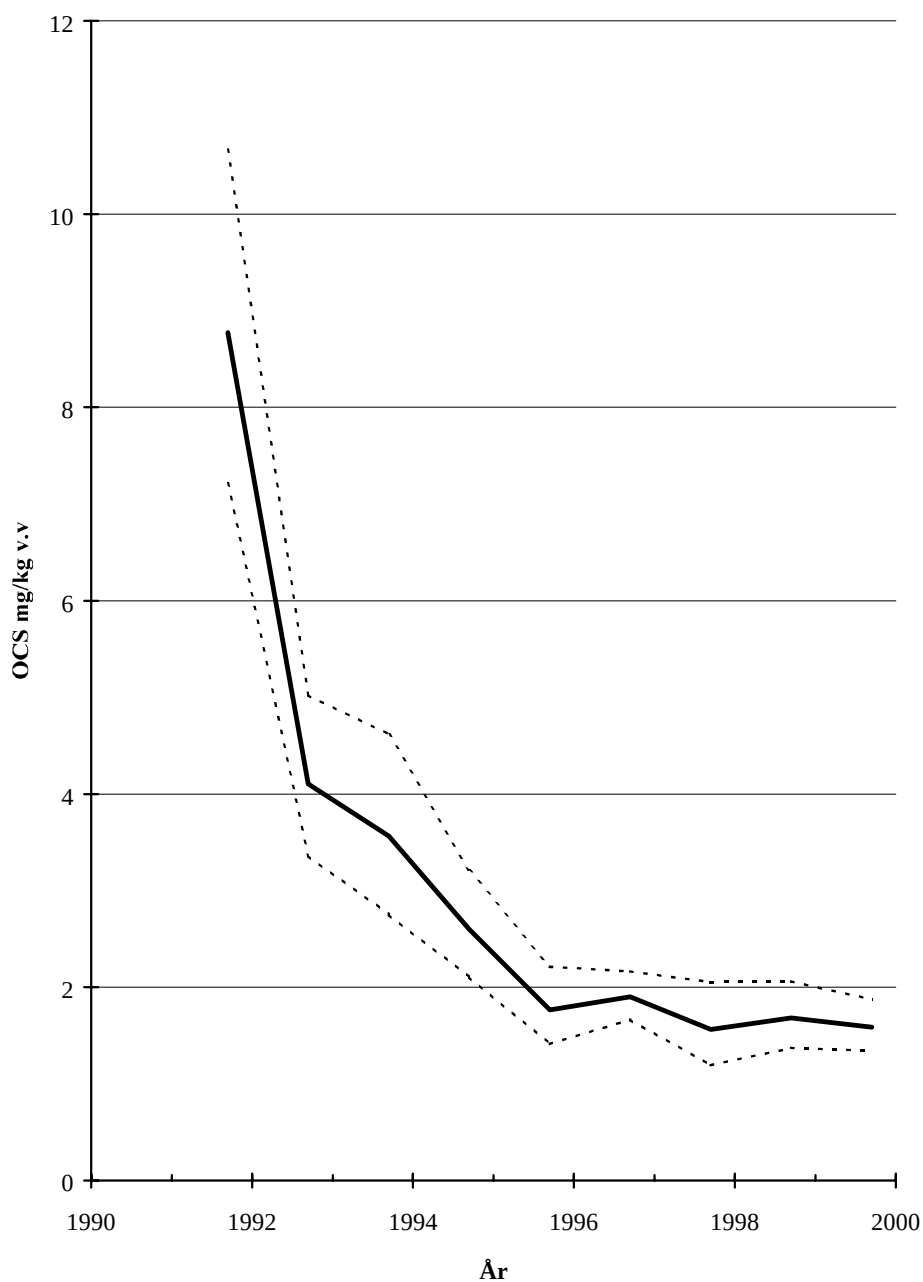


Figur 7B Heksaklorbenzen i lever av torsk fra Frierfjorden 1991-1999, mg/kg våtvekt.
(Kfr. tekst i Figur 7A).



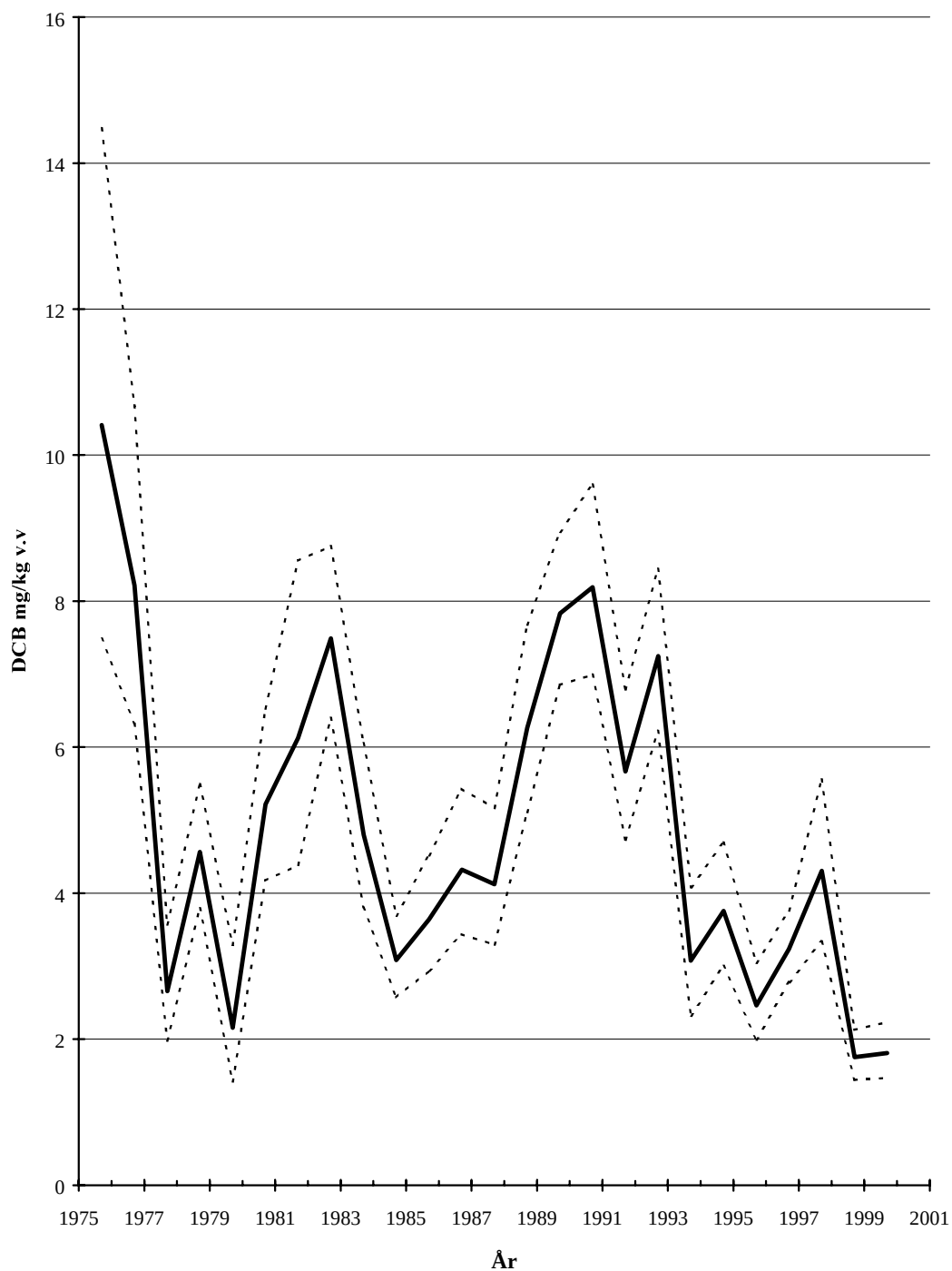
Figur 8A. Oktaklorstyren i **lever** av torsk fra Frierfjorden 1975-1999, mg/kg våtvekt.
Årsgjennomsnitt og 95 % konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.
(For et mer detaljert bilde av utviklingen etter 1990, se Figur 8B).

Oktaklorstyren i torskeler Frierfjorden



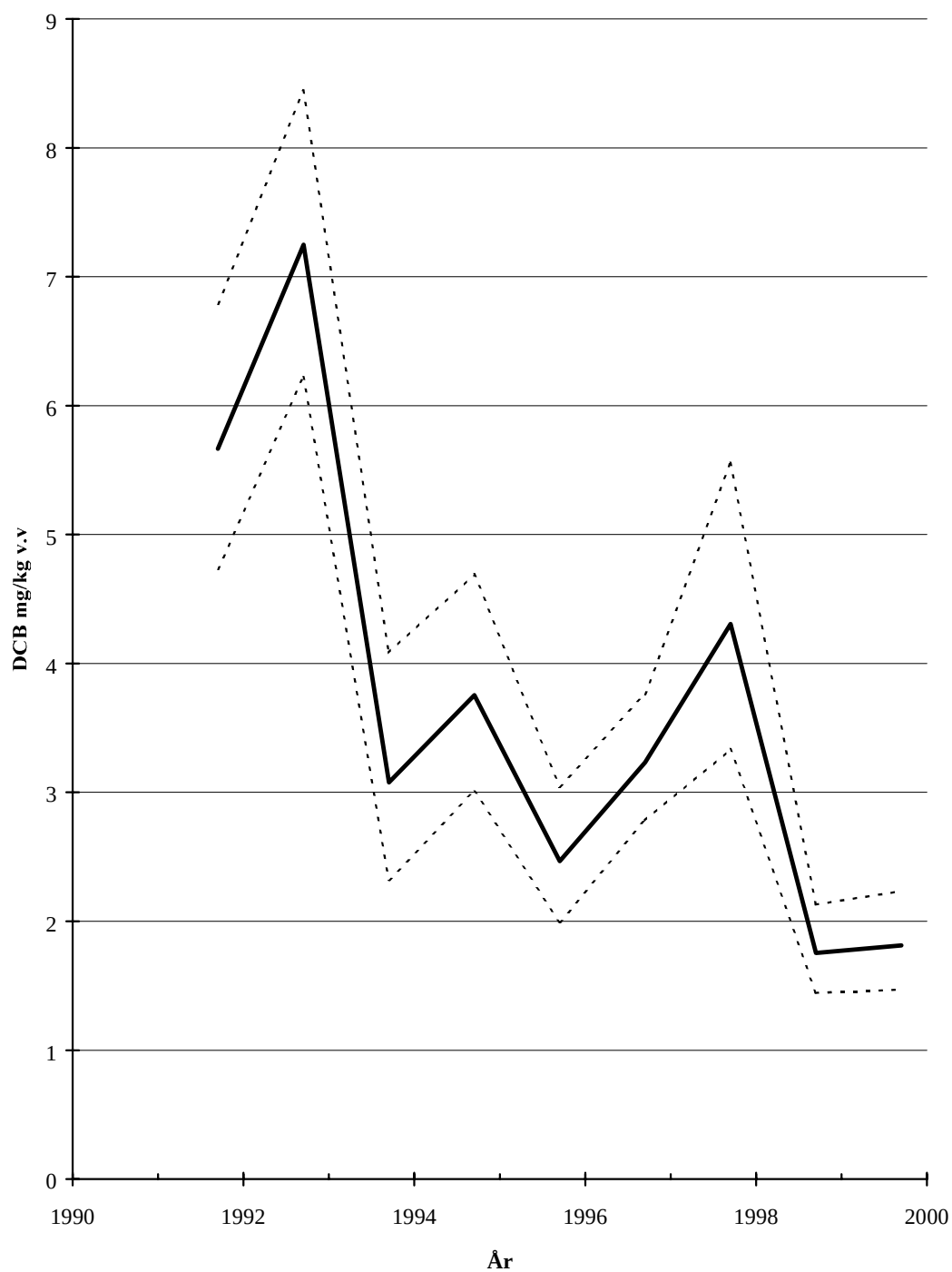
Figur 8B. Oktaklorstyren i lever av torsk fra Frierfjorden 1991-1999 mg/kg våtvekt.
(Kfr. tekst i Figur 8A)

Dekaklorbifenyl i torskeler Frierfjorden



Figur 9A. Dekaklorbifenyl i **lever** av torsk fra Frierfjorden 1975-1999, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95 % konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg. (For et mer detaljert bilde av utviklingen etter 1990, se Figur 9B).

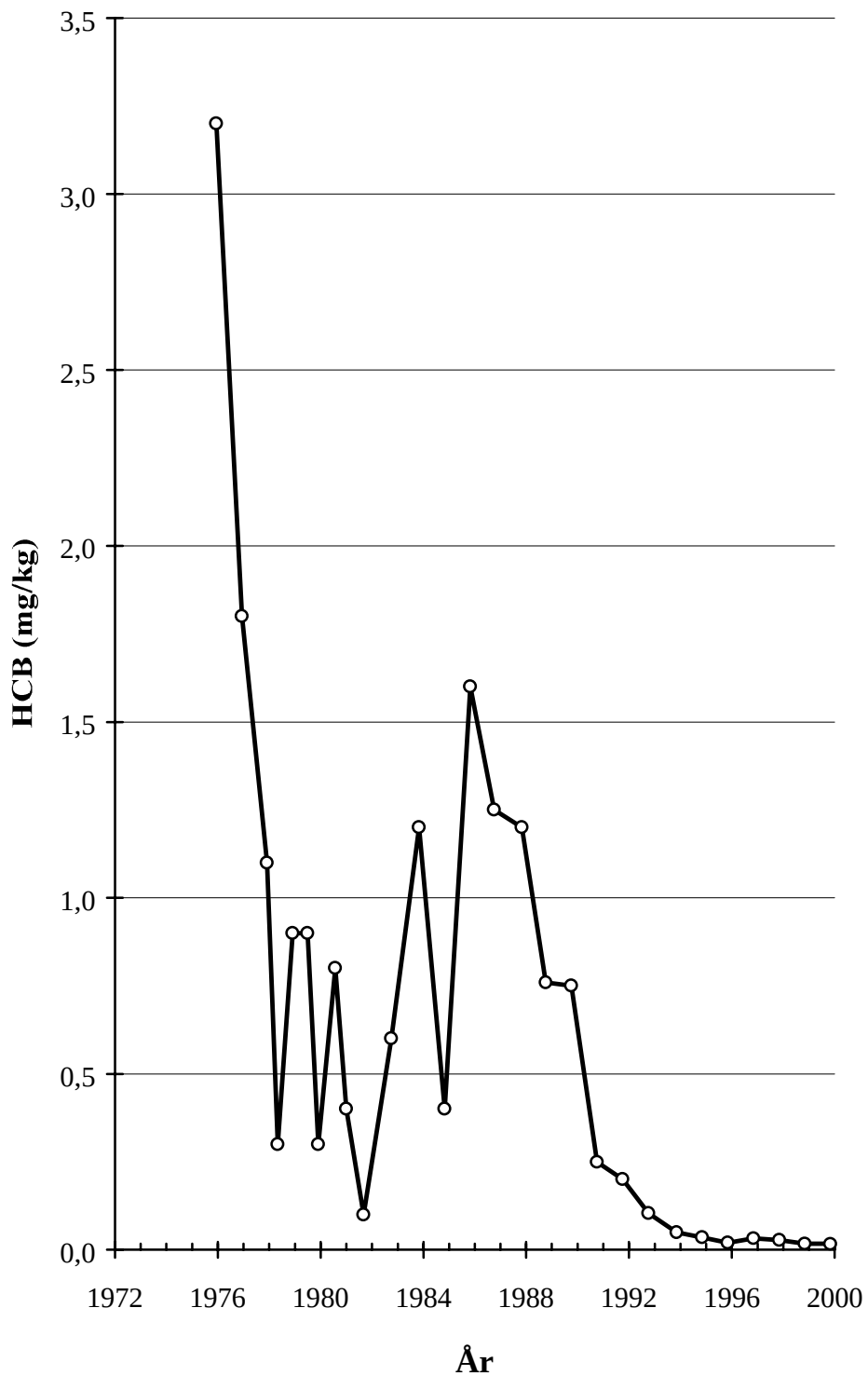
Dekaklorbifenyl i torskalever Frierfjorden



Figur 9B. Dekaklorbifenyl i lever av torsk fra Frierfjorden 1991-1999, mg/kg våtvekt.
(Kfr. tekst i Figur 9A)

Heksaklorbenzen i torskeler

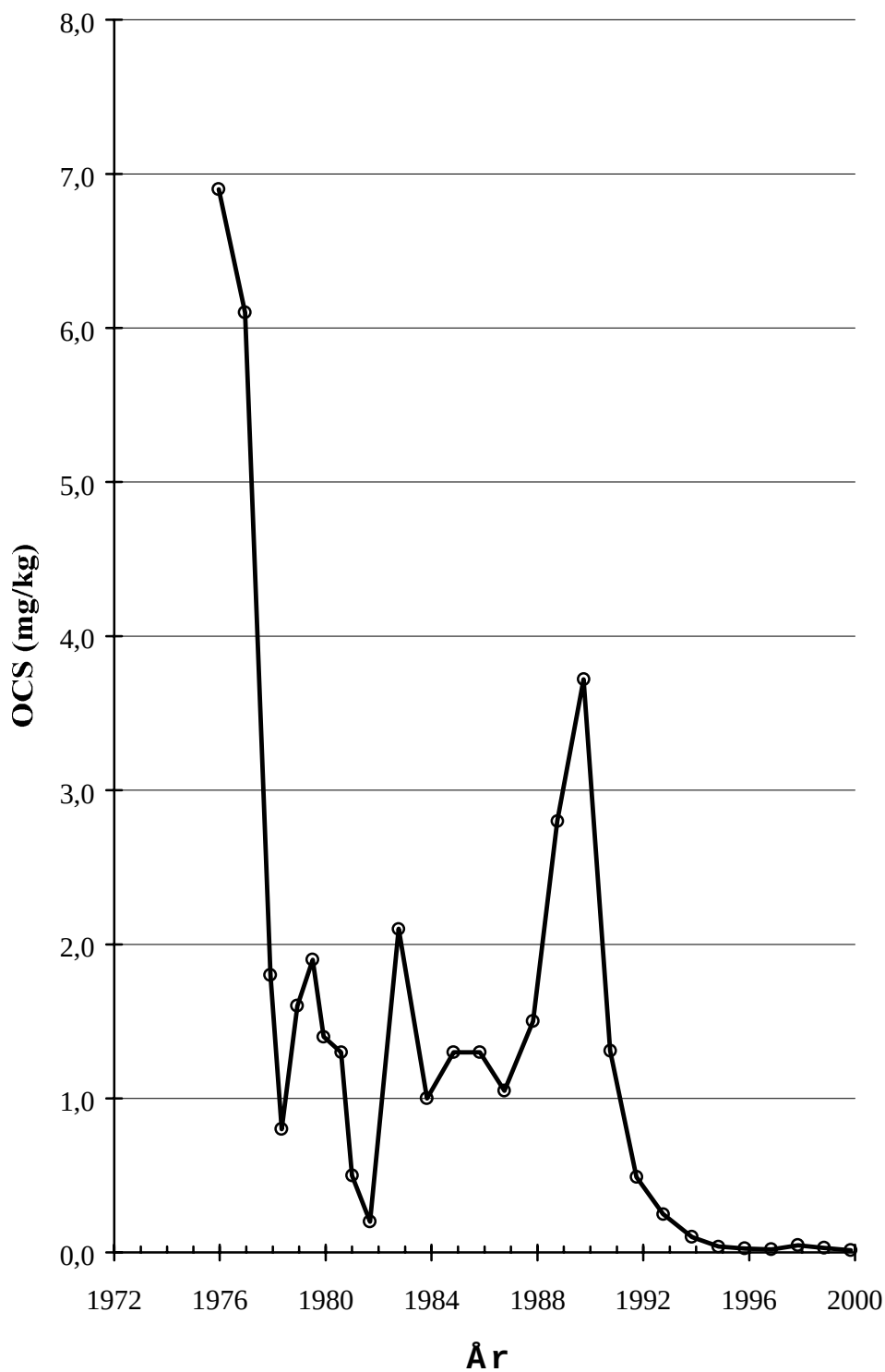
Eidangerfjorden



Figur 10. Medianverdier for heksaklorbenzen i **lever** av torsk fra Eidangerfjorden 1975-1999, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerte data).

Oktaklorstyren i torskelerver

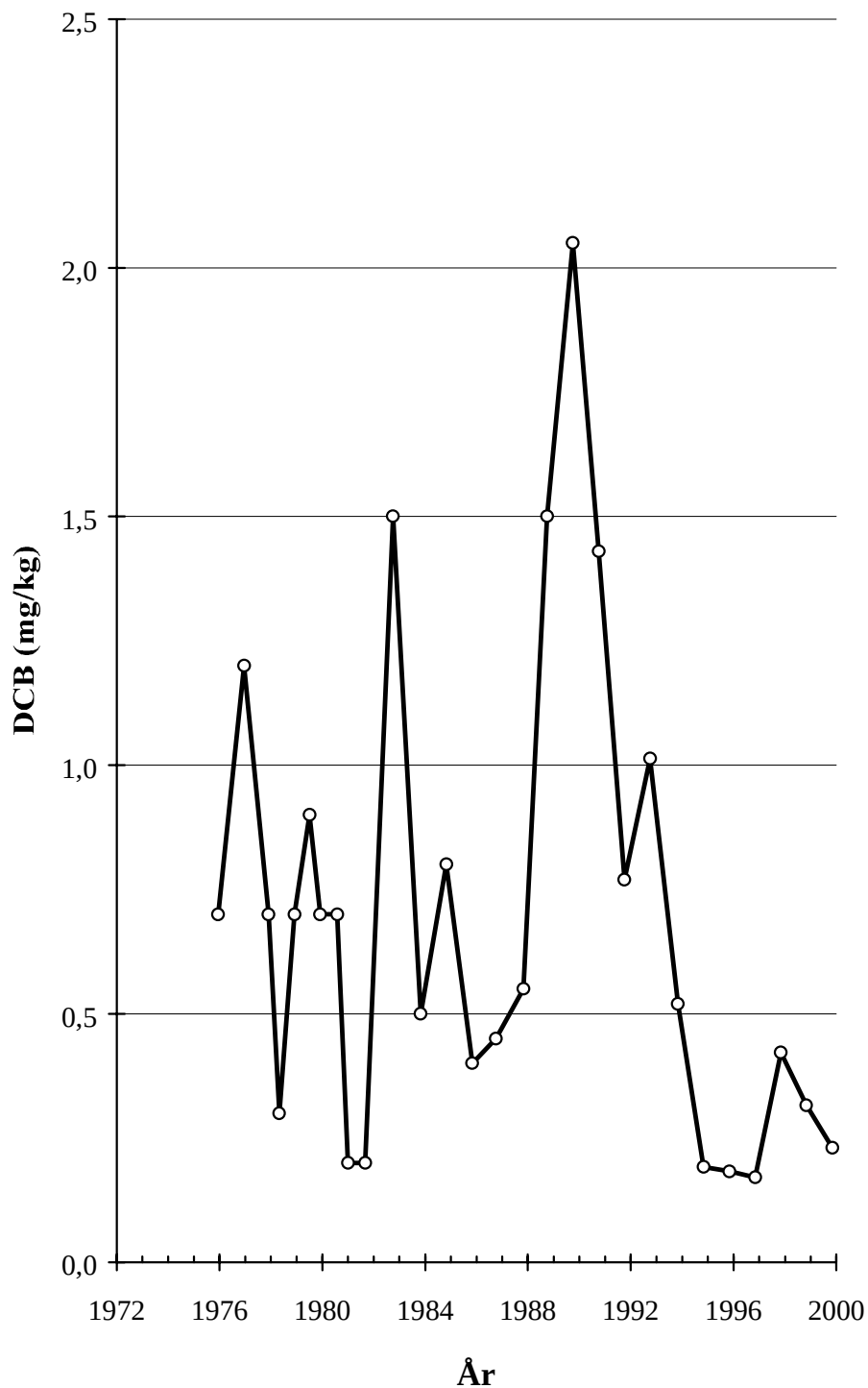
Eidangerfjorden



Figur 11. Medianverdier for oktaklorstyren i **lever** av torsk fra Eidangerfjorden 1975-1999, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigererte data).

Dekaklorbifenyl i torskeler

Eidangerfjorden



Figur 12. Medianverdier for dekaloribifenyl i **lever** av torsk fra Eidangerfjorden 1975-1999, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigererte data).

4.2 Blandprøver av fisk og skalldyr

Analyseutskifter for disse prøvene finnes i vedlegg 7 (karakteristikk av blandprøvene i vedlegg 1), mens de viktigste data er trukket ut i Tabell 9. Utviklingen i forurensningsnivåene av hovedkomponentene i utslippet fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk er illustrert i Figurene 13-15 (torsk), 16-18 (sjø-ørret) og 19-24 (krabbe).

Tabell 9. 5CB, HCB, OCS, DCB, $\Sigma\text{PCB}_7^{1)}$ og $\Sigma\text{PCB}_9^{2)}$ i lever av torsk (*Gadus morhua*), hepatopankreas (krabbesmør) av hannkrabber (*Cancer pagurus*) og i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjord-overvåkingen 1999, $\mu\text{g/kg}$ våtvekt.

Arter/ lokaliteter/ tid	5CB	HCB	OCS	5CB + HCB + OCS	DCB	ΣPCB 7	ΣPCB 9	% fett
Torskelever								
Frierfj./april-mai	14	240	720 ³⁾	974	1800 ³⁾	673	733	27,9
Breviksfj./april-mai	2,3	40	44	86	330	507	560	27,9
Såstein/april-mai	1,4	23	15	39	84	345	374	32,7
Sjø-ørret								
Frierfj./april-mai	0,2	4,4	9,8	14,4	8,6	7,7	8,4	1,33
Krabbesmør								
Ringshlm./okt.	6,8	51	42	100	340 ³⁾	217	237	8,5
Bjørkøyb./okt.	1,9	13	3,6	18,5	54	128	138	10,9
Arøya/nov.	0,56	3,4	0,86	4,8	16	103	110	14,2
Såstein./okt.	<0,5	1,8	0,71	2,8	33	120	127	22,4
Åbyfj./okt.	0,65	4,0	0,96	5,6	33	163	172	20,7
Blåskjell								
Croftshlm., 17/4	0,09	0,77	<0,06	0,89	0,12	5,2	5,6	2,17
Helgeroa, 17/4	<0,05	0,26	<0,05	0,31	<0,1	2,7	2,9	1,93

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

²⁾ $\Sigma\text{PCB}_7 + \text{CB } 105 \text{ og } 156$.

³⁾ Suspekt verdi

4.2.1 Fisk

Tallene for HCB/OCS/DCB i lever av **torsk** fra Frierfjorden i Tabell 9 representerer forhøyelse i forhold til et antatt høyt "bakgrunnsnivå" (bare for HCB også Kl. I i SFTs klassifiseringssystem, Molvær et al. 1997) på henholdsvis 12 og ca.100/300 ganger. Dette overensstemmer rimelig godt med de ikke vektkorrigerede gjennomsnittsverdiene fra de individuelle analysene av torsk (kap. 4.1).

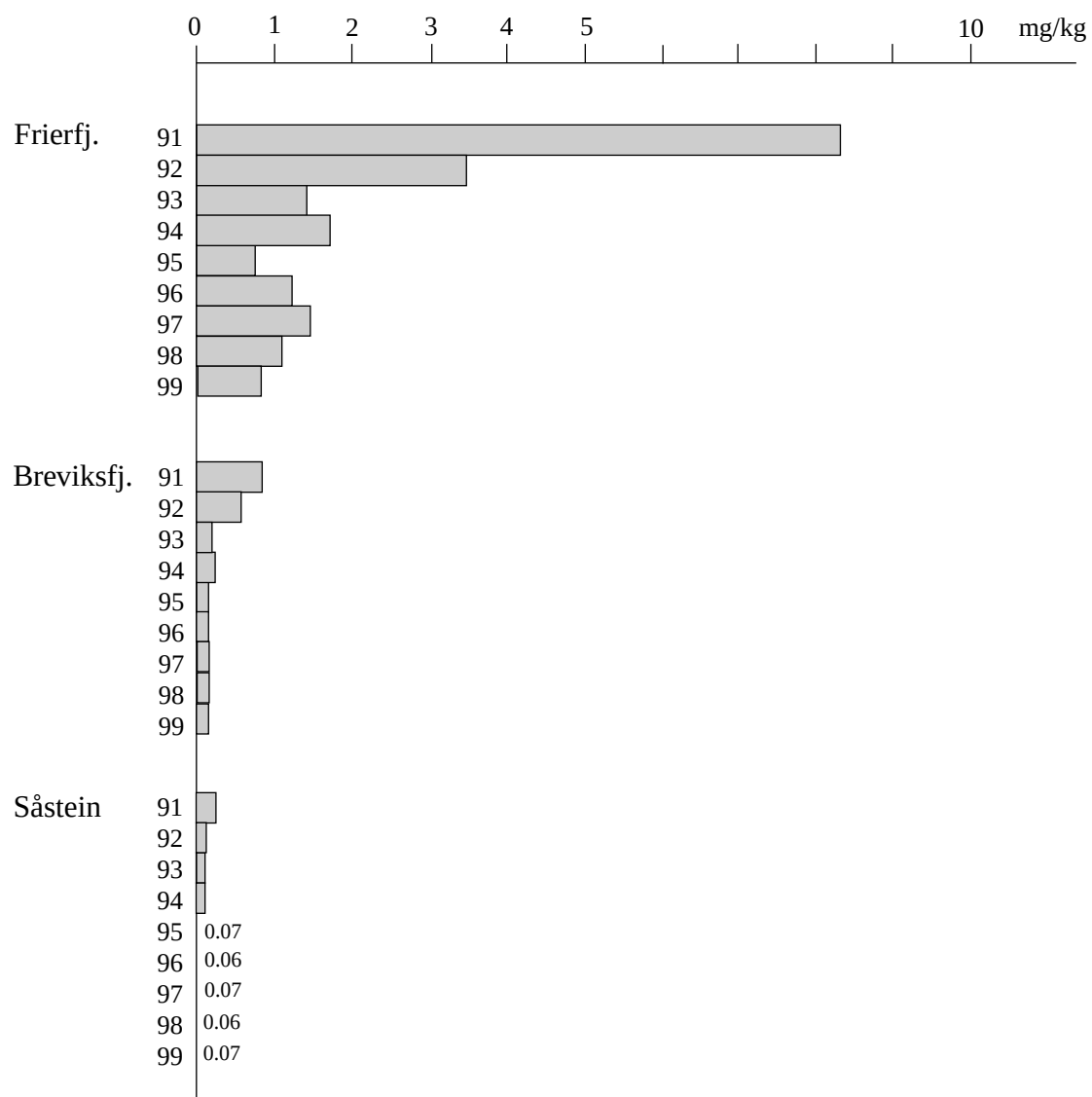
Som vanlig var det markant lavere kontamineringsnivå i Breviksfjorden (i samme stoffrekkefølge ca. 2/6/50 ganger). Ved Såstein lå HCB-innholdet bare svakt over det "normale", konsentrasjonen av OCS viste vel en fordobling, mens DCB var forhøyet med ca. 10 ganger. DCB har jevnlig og i flere sammenhenger vist seg som den komponenten som ved siden av dioksiner og PCN lar seg spore lengst unna magnesiumfabrikkenes utslipp (foruten resultater fra statlig overvåkingsprogram, kfr. Ljosland (1996) og sist fra et prosjekt ved

Kragerø videregående skole med analyse av lever av sandflyndre fra Kragerøområdet: "PCB i Kragerø ? Et skoleprosjekt i naturfag for 1AAB/IDB-2000-" (upublisert, 20 s. + vedlegg)).

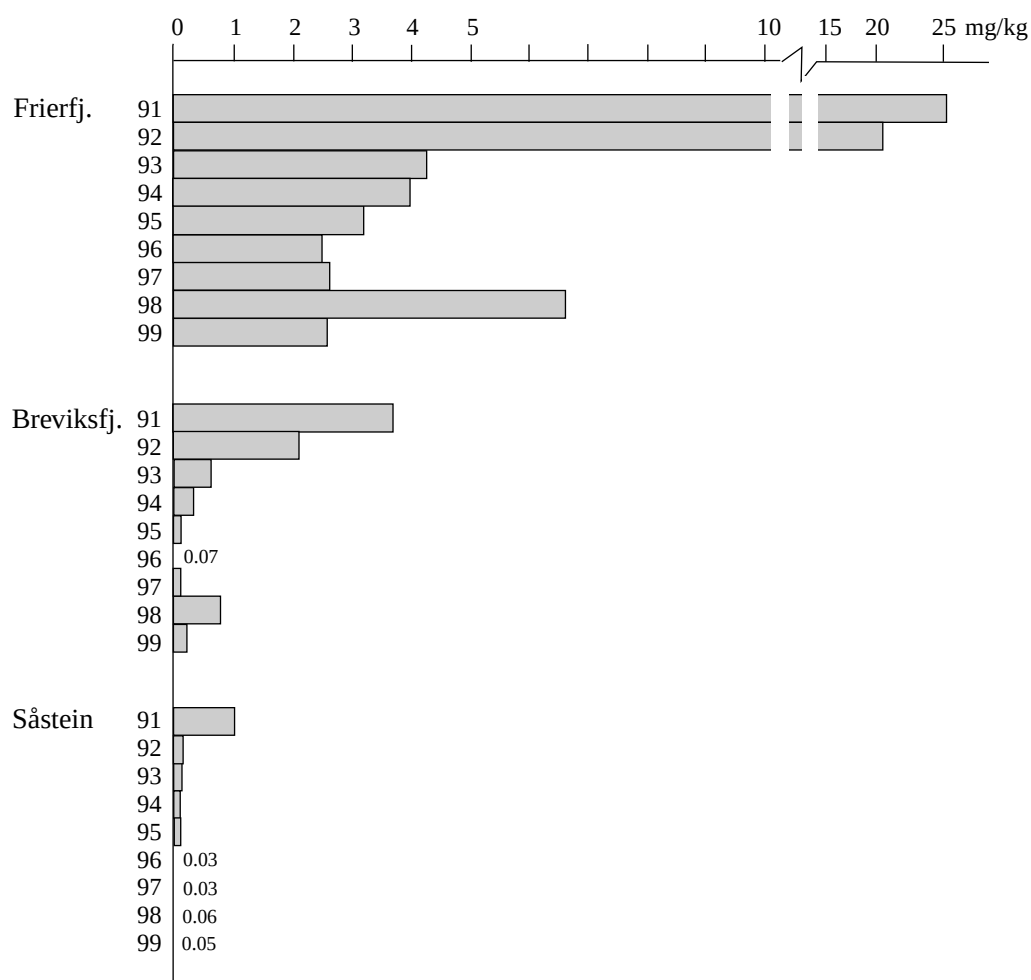
Graden av forurensning i **sjø-ørret** er vanskelig å bedømme pga. sparsomme data fra egenlige referanseområder. Ut fra observasjoner av gyteørret i elver til indre Oslofjord (Knutzen et al. 2000b) synes imidlertid tidligere anslag for "høyt bakgrunnsnivå" fra bare diffus belastning (Knutzen et al. 1999b) å være noe for høyt. Antas med forbehold, særlig vedrørende variasjonen i fettprosent, at HCB-konsentrasjonen vanligvis ikke bør overstige 0,5 µg/kg våtvekt og OCS/DCB ikke ligge høyere enn 0,2 µg/kg, fås overkonsentrasjoner i Frierfjordørreten (Tabell 9) henholdsvis i størrelsesordenen 10 ganger (HCB) og 50 ganger (OCS/DCB).

Blant de øvrige klororganiske stoffene ses av Tabell 9 bare moderate konsentrasjoner av ΣPCB_7 i torskelever fra Frierfjorden og Breviksfjorden. Overskridelsen av Kl. I i SFTs klassifiseringssystem var liten/ubetydelig, men i betraktning av det relativt lave fettinnholdet (28 % i begge prøvene), må det likevel antas overkonsentrasjoner på omkring 1,5 ganger. Dette er omtrent som anslått for sum av toksisitetsekvivalenter fra PCBer med dioksinlignende effekt (se kap. 3.3).

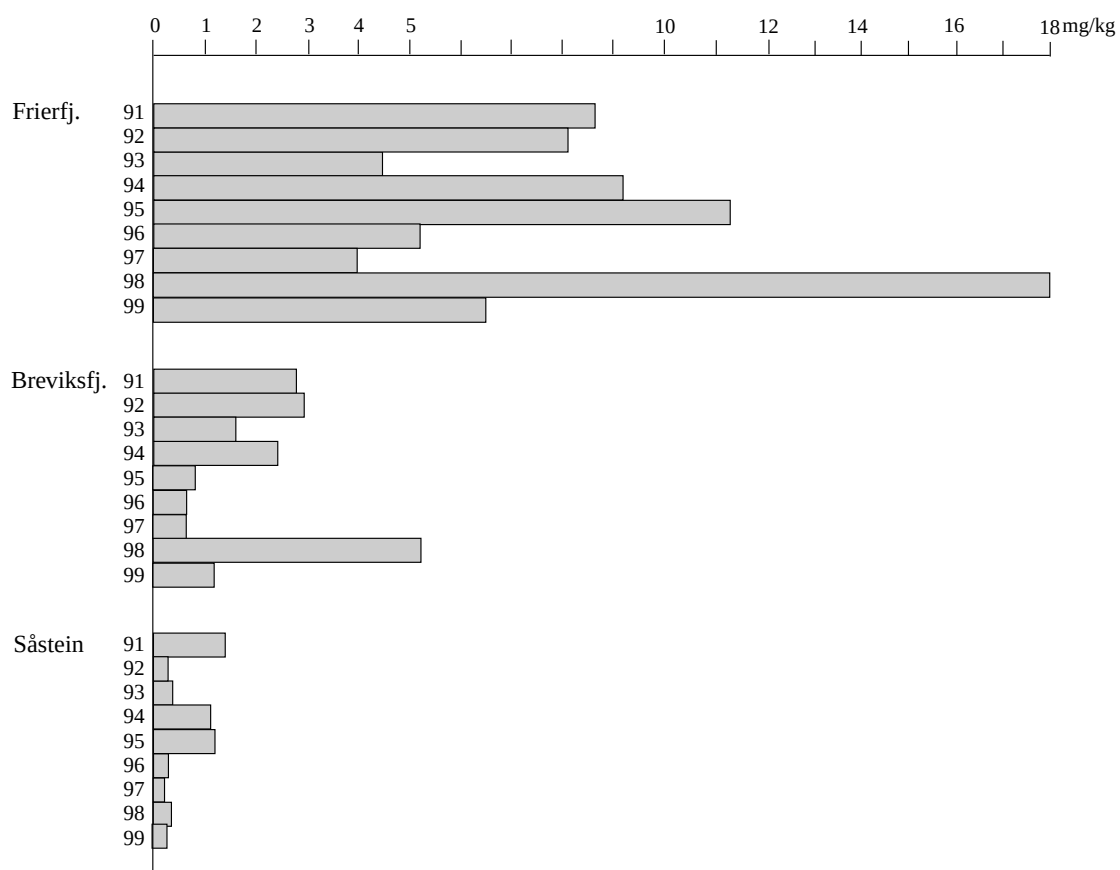
Når det gjelder **utviklingen** i forurensningsnivået, ses at 1999-nivåene (på fettbasis) i torsk (Figur 13-15) var i den lave del av konsentrasjonsintervallene 1993-1999, men så langt bare bekrefter tidligere fremsatt antagelse om en utflating og et nytt "likevektsnivå" etter utslippsreduksjonen i 1989-90. Selv om observasjonene i sjø-ørret fra Frierfjorden ga de laveste konsentrasjonene på fettbasis som er registrert (Figur 16-18), behøver det ikke dreie seg om annet enn tilfeldige svingninger (vandringshistorie og sammensetningen av byttedyr i tiden før fangst).



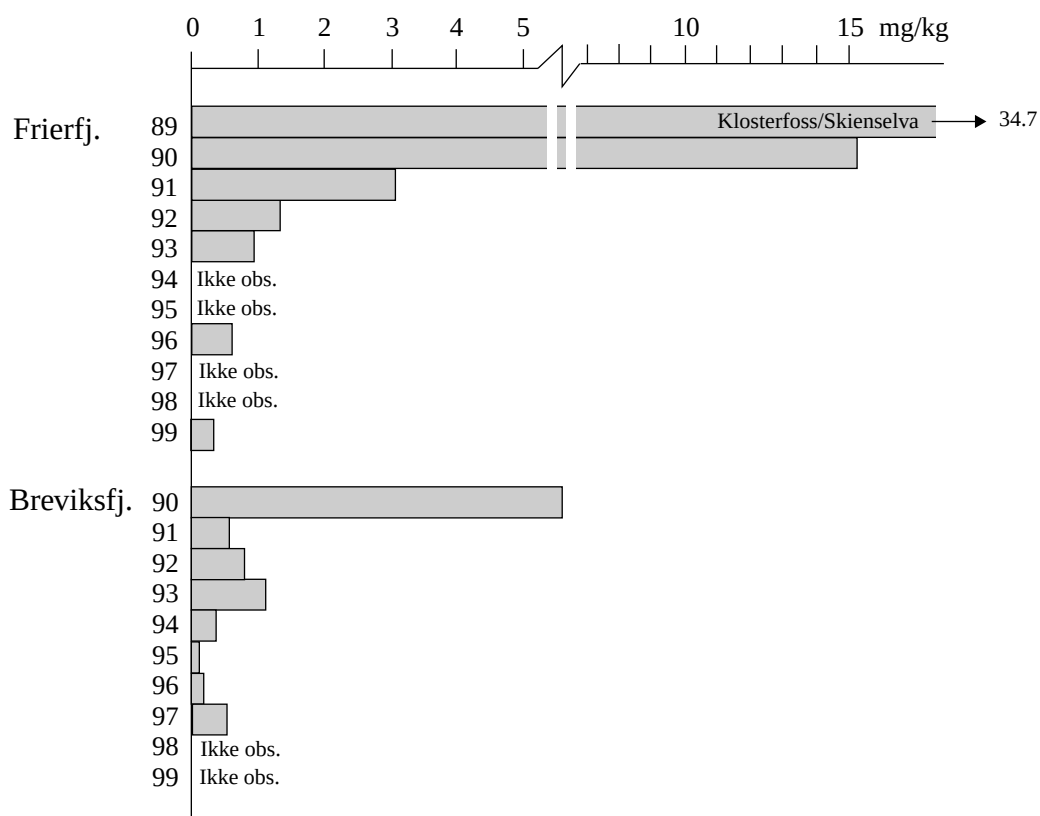
Figur 13. HCB i blandprøver av torskelerver fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991-1999, mg/kg fett.



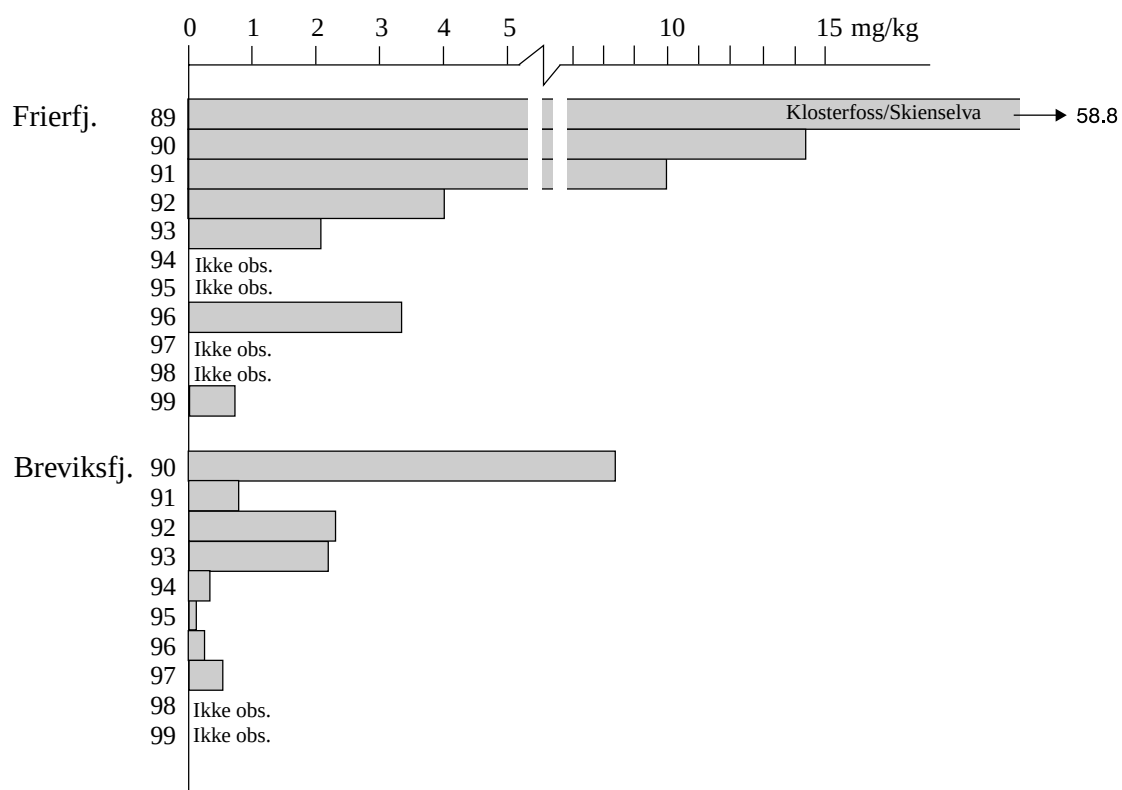
Figur 14. OCS i blandprøver av torskelever fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991-1999, mg/kg fett.



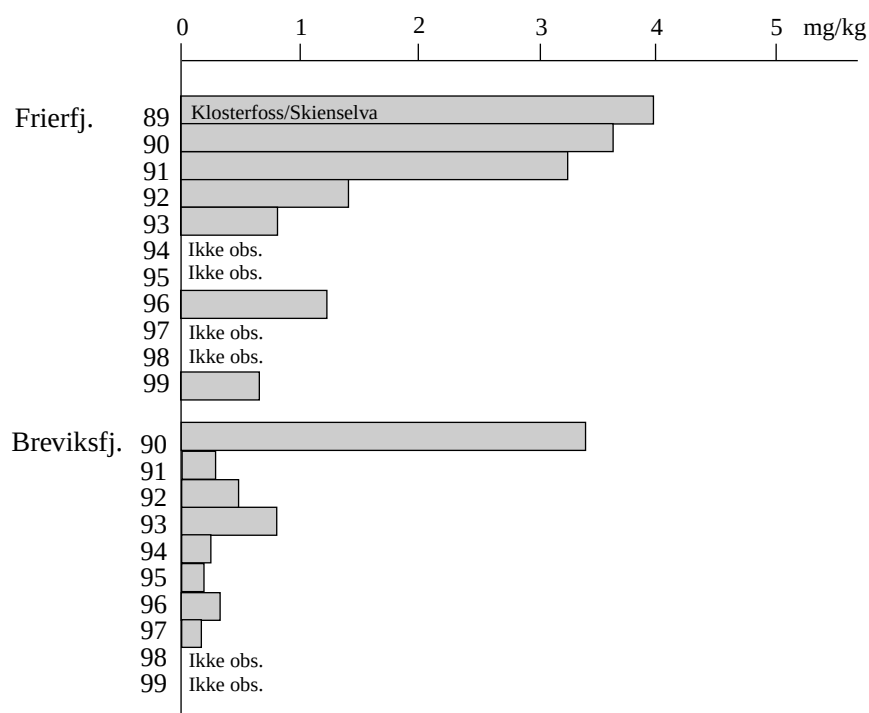
Figur 15. DCB i blandprøver av torskelever fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991-1999, mg/kg fett.



Figur 16. HCB i filet av sjø-ørret fra Grenlandsfjordene 1989-1999, mg/kg fett.



Figur 17. OCS i filet av sjø-ørret fra Grenlandsfjordene 1989-1999, mg/kg fett.



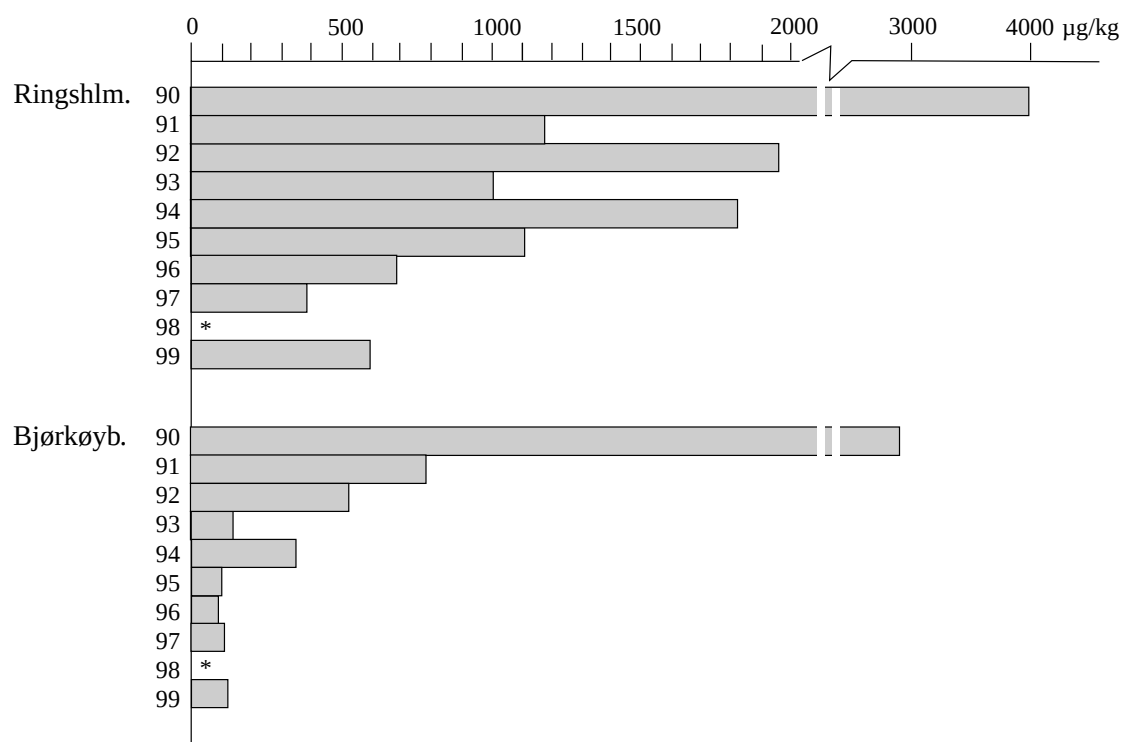
Figur 18. DCB i filet av sjø-ørret fra Grenlandsfjordene 1989-1999, mg/kg fett.

4.2.2 Skalldyr

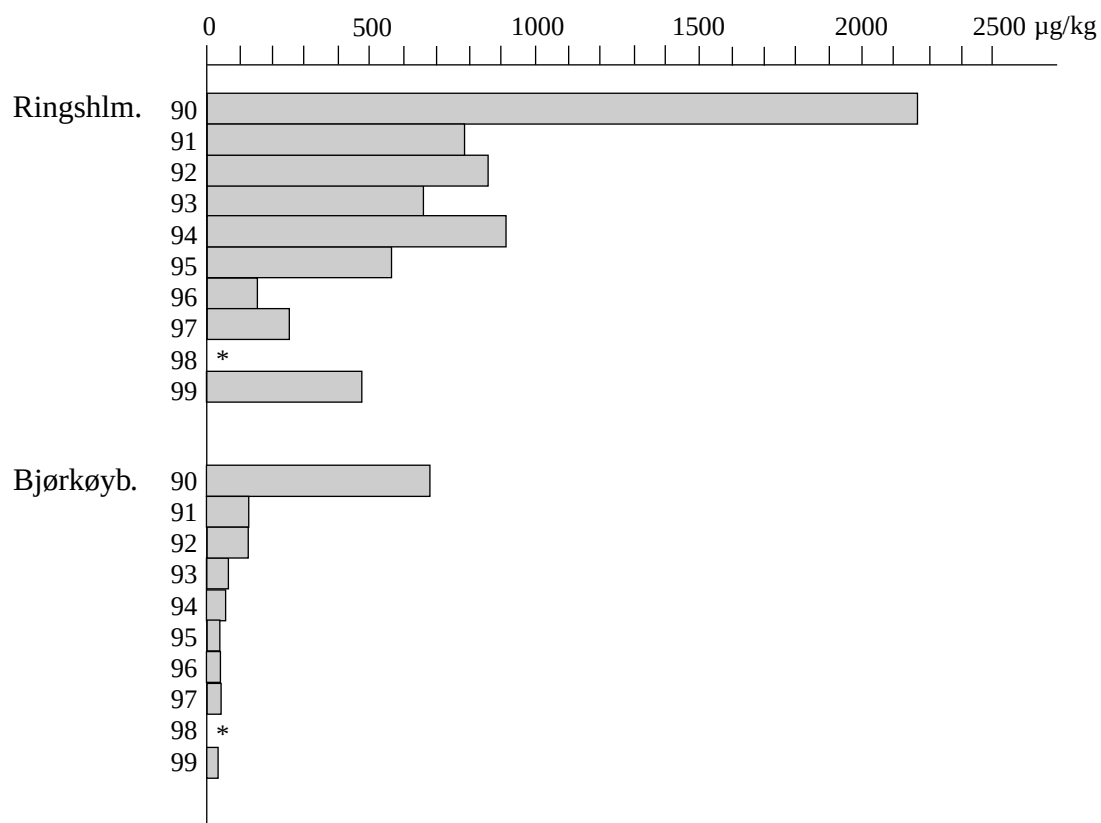
Utenfor sporbar påvirkning fra punktkilder bør ikke HCB og OCS/DCB i **krabbesmør** overstige hhv. 2 og 0,5 µg/kg våtvekt (deteksjonsgrense) uten at nærhet til punktkilder må mistenkes (Knutzen et al. 1999a). Av verdiene i Tabell 9 ses at det i likhet med tidligere for alle de nevnte variable er konstatert bratte avstandsgradienter fra Frierfjorden (Ringsholmene) til indre Breviksfjorden (Bjørkøybåen), videre utover slakere og noe uregelmessige gradienter. Overkonsentrasjonene (jevnført med ovennevnte delvis tentative referanseverdier) på strekningen Ringsholmene – Såstein lå for HCB i intervallet 1-25 ganger, for OCS minimum 1,5-80 ganger og for DCB minimum 50-700(?) ganger.

Av Figurene 19-24 ses at utviklingen etter 97-98 % reduksjon i utslipp 1989-90 har vært forskjellig for de tre variable, spesielt HCB/OCS sett i forhold til DCB. Sammenlignes konsentrasjonene på fettbasis fra 1990 (før effekt av utslipp kunne forventes) med gjennomsnittet av de 3-4 observasjonene 1995-1999 (kfr. Vedlegg 8), fås for HCB 83/96 % reduksjon på de to innerste stasjonene (Figur 19) og 38-69 % minskning på de tre ytre lokalitetene (Figur 22). Tilsvarende tall for OCS blir 83/95 og 80-94 % (Figur 20, 23). For DCB er det derimot tilfeller av at 1995-1999 gjennomsnittet ligger høyere enn 1990-registreringen (Ringsholmene og Åbyfjorden), og ellers bare usikker nedgang (Figur 21,24).

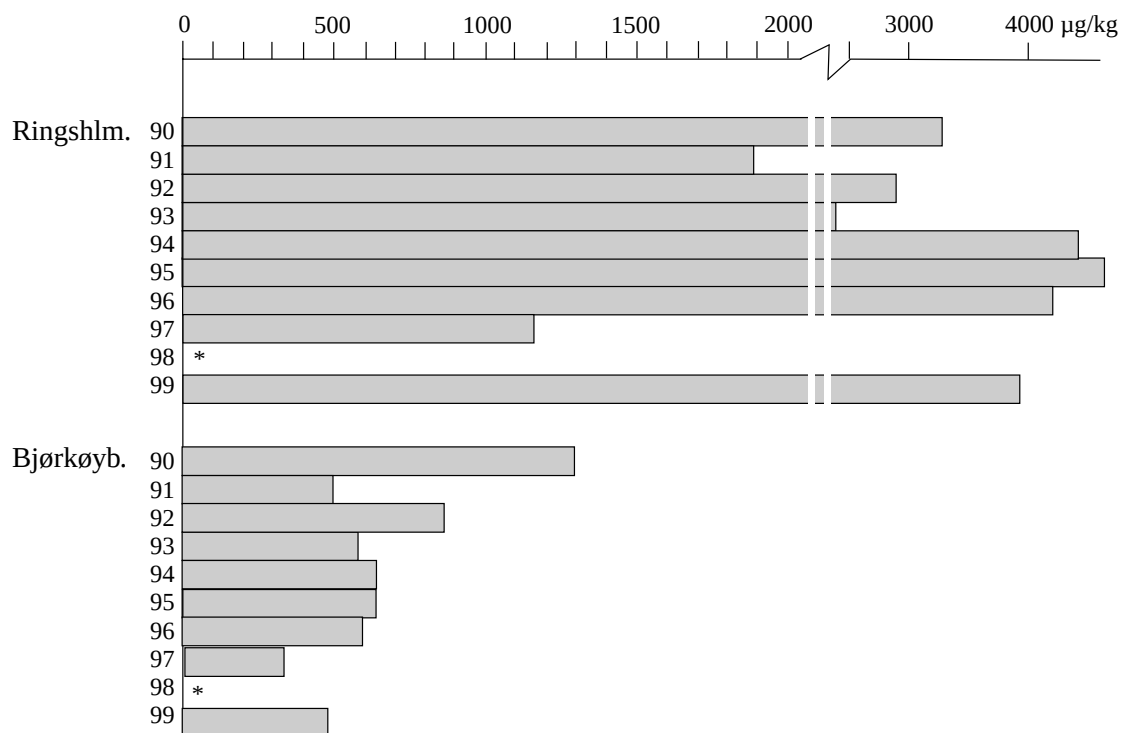
HCB i **blåskjell** fra Croftholmen innerst i Breviksfjorden og ved Helgeroa opptrådte i overkonsentrasjoner på henholdsvis ca. 8 og nær 3 ganger (kfr. Molvær et al. 1997). Dette er mer enn i 1998, men i den lavere del av det intervallet som ellers er observert etter 1993 (se vedlegg 8). OCS lå under deteksjonsgrensen på begge lokaliteter og DCB ble bare funnet i lav konsentrasjon i skjell fra Croft holmen. Her ble det også funnet svake overkonsentrasjoner av PCB (Tabell 9). Observasjonene viser en vedvarende påvirkning med HCB i overflatelaget, men er for øvrig av mindre praktisk interesse og kan derfor vurderes sløyfet etter avslutning av langtidsprogrammet 1996-2000. (JAMP har overlappende lokaliteter i området og årlige registreringer av metaller og rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i skjell.)



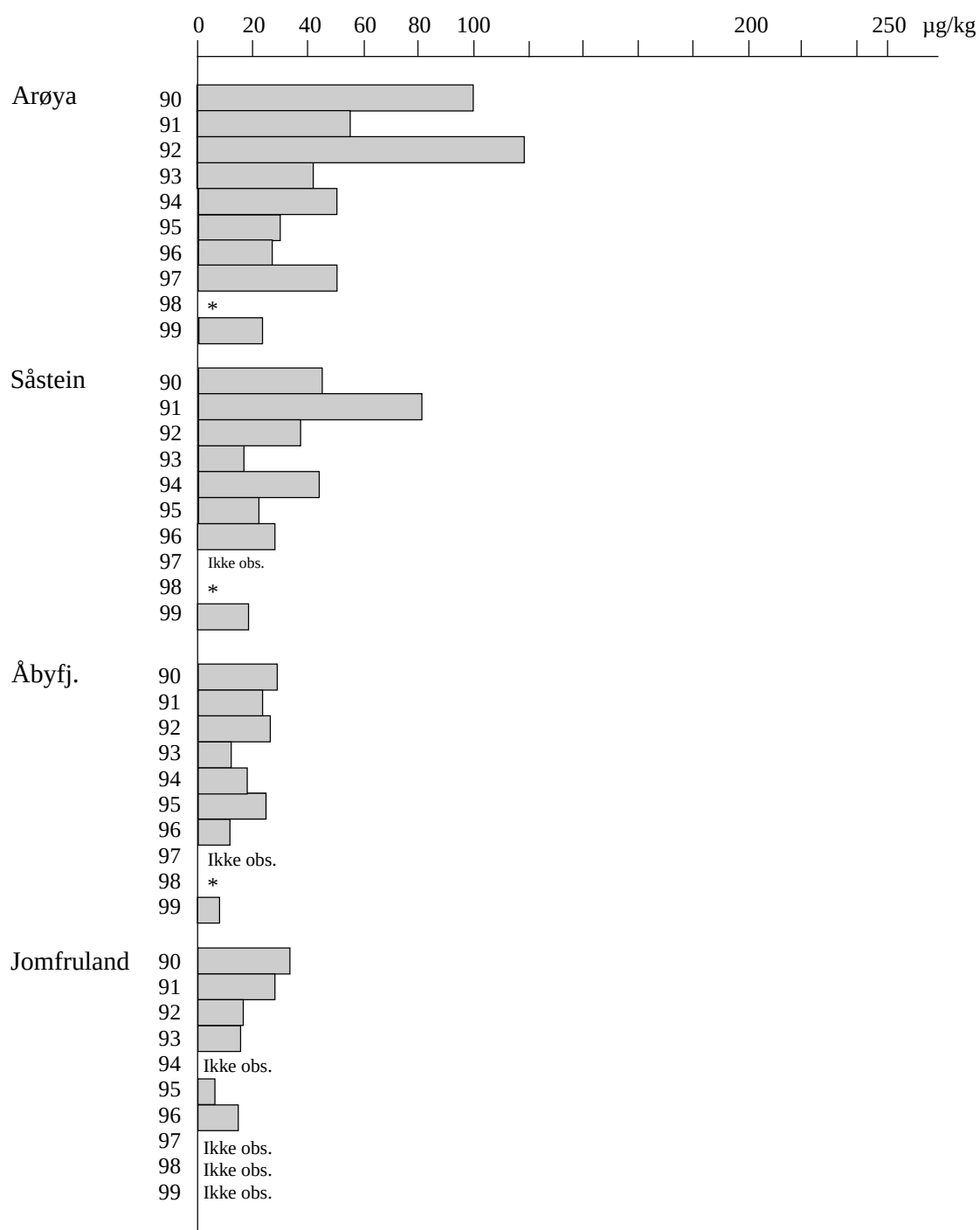
Figur 19. HCB i krabbesmør av taskekrabbe (hanner) fra Ringsholmene/Frørfjorden og Bjørkøybåen/Breviksfjorden 1990-1999, µg/kg fett. * Analysert hel skallinnmat.



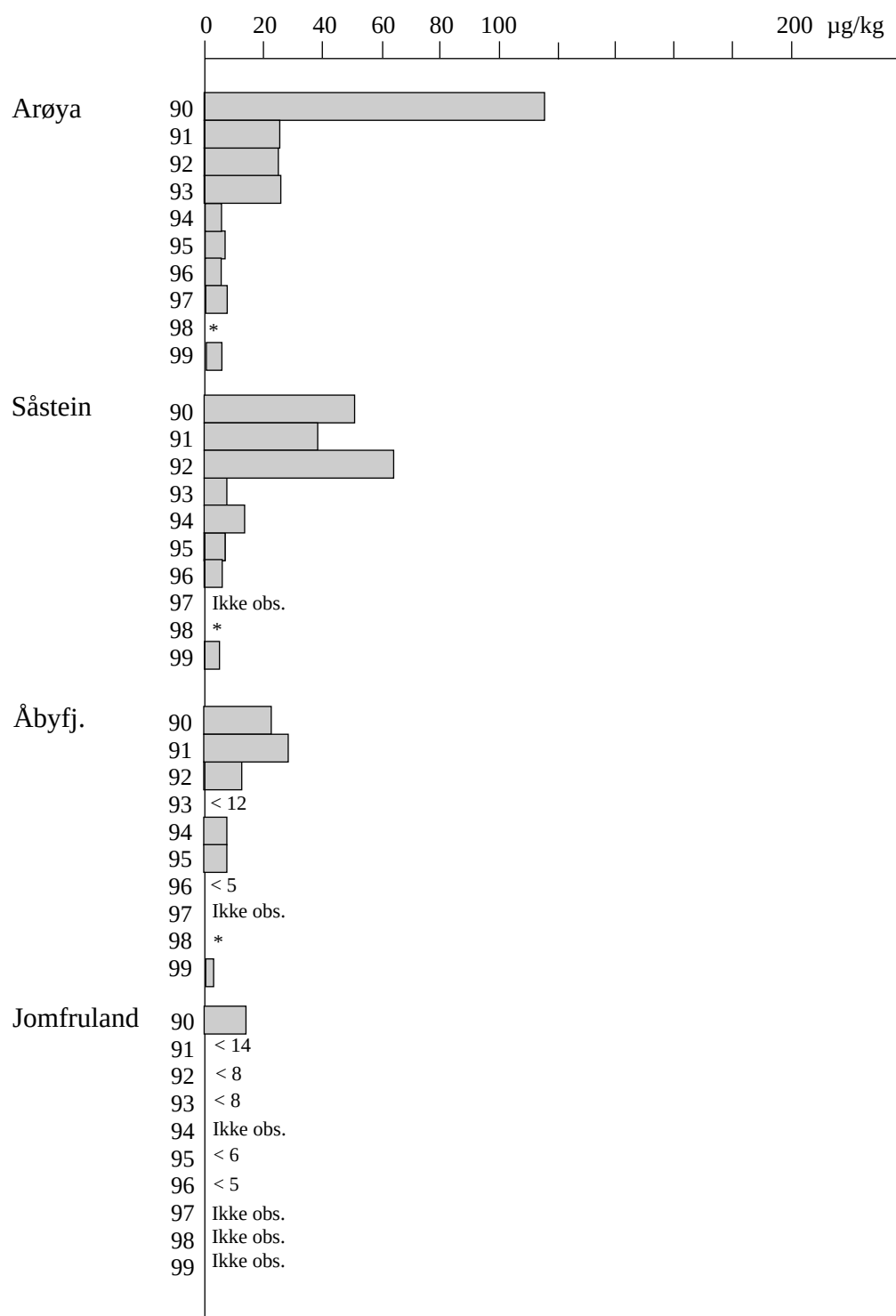
Figur 20. OCS i krabbesmør av taskekrabbe (hanner) fra Ringsholmene/Frifjorden og Bjørkøybåen/Breviksfjorden 1990-1999, $\mu\text{g/kg}$ fett. * Analysert hel skallinnmat.



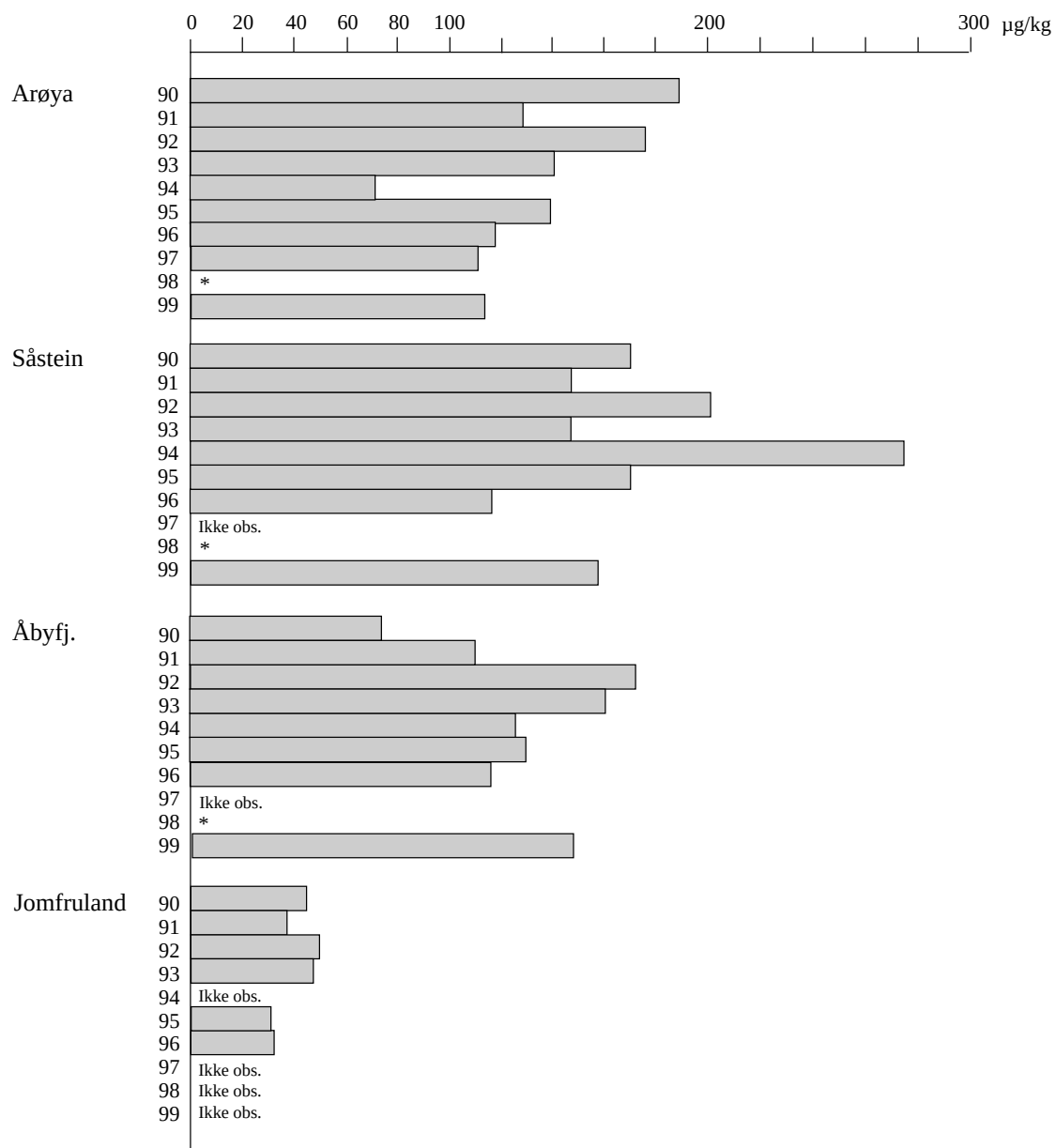
Figur 21. DCB i krabbesmør av taskekrabbe (hanner) fra Ringsholmene/Frifjorden og Bjørkøybåen/Breviksfjorden 1990-1999, $\mu\text{g/kg}$ fett. * Analysert hel skallinnmat.



Figur 22. HCB i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra ytre Grenlandsområdet og Telemerkskysten 1990-1999, µg/kg fett. * Analysert hel skallinnmat.



Figur 23. OCS i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra ytre Grenlandsområdet og Telemerkskysten 1990-1999, µg/kg fett. * Analysert hel skallinnmat.



Figur 24. DCB i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra ytre Grenlandsområdet og Telemerkskysten 1990-1999, µg/kg fett. * Analysert hel skallinnmat.

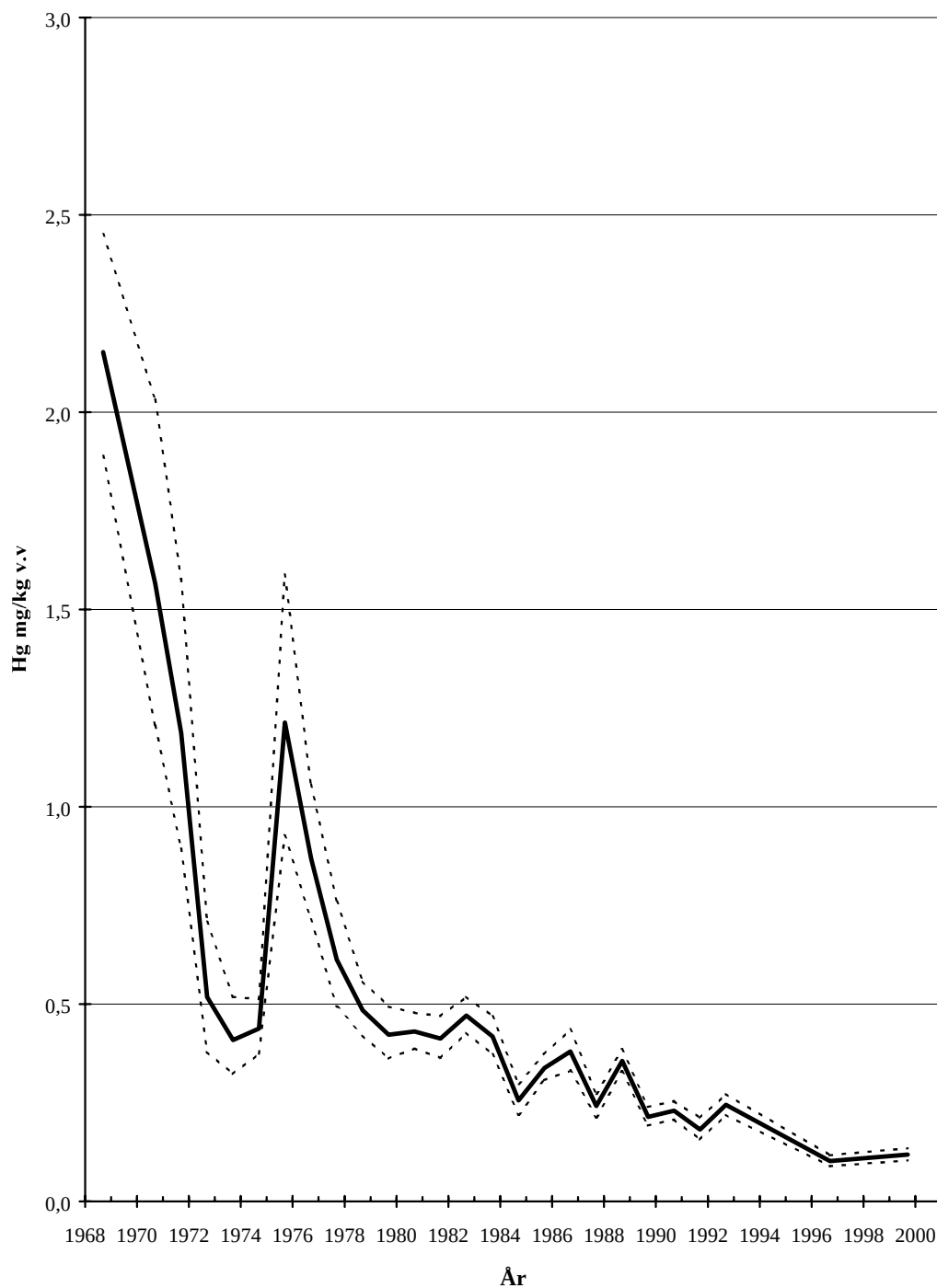
5. Kvikksølv i torsk

Rådata fra 51 individuelle analyser av filet av torsk fra Frierfjorden og 15 individuelle analyser av torsk fra Eidangerfjorden er gjengitt i Vedlegg 5, mens utviklingen siden overvåkingen startet er vist i Figur 25-26.

Ikke vektkorrigert gjennomsnitt i Frierfjorden var 0,09 mg/kg våtvekt, dvs. innenfor Kl. I i SFTs klassifiseringssystem og så langt ingen sporbare utslag (Figur 25) av antatt økt utslipp til luft fra Eramet Norway på grunn av overgang til malm med høyere kvikksølvinnhold. Det var stor spredning i materialet med standardavvik 70 % av gjennomsnittet og et maksimalinnhold på 0,38 mg/kg (Vedlegg 5).

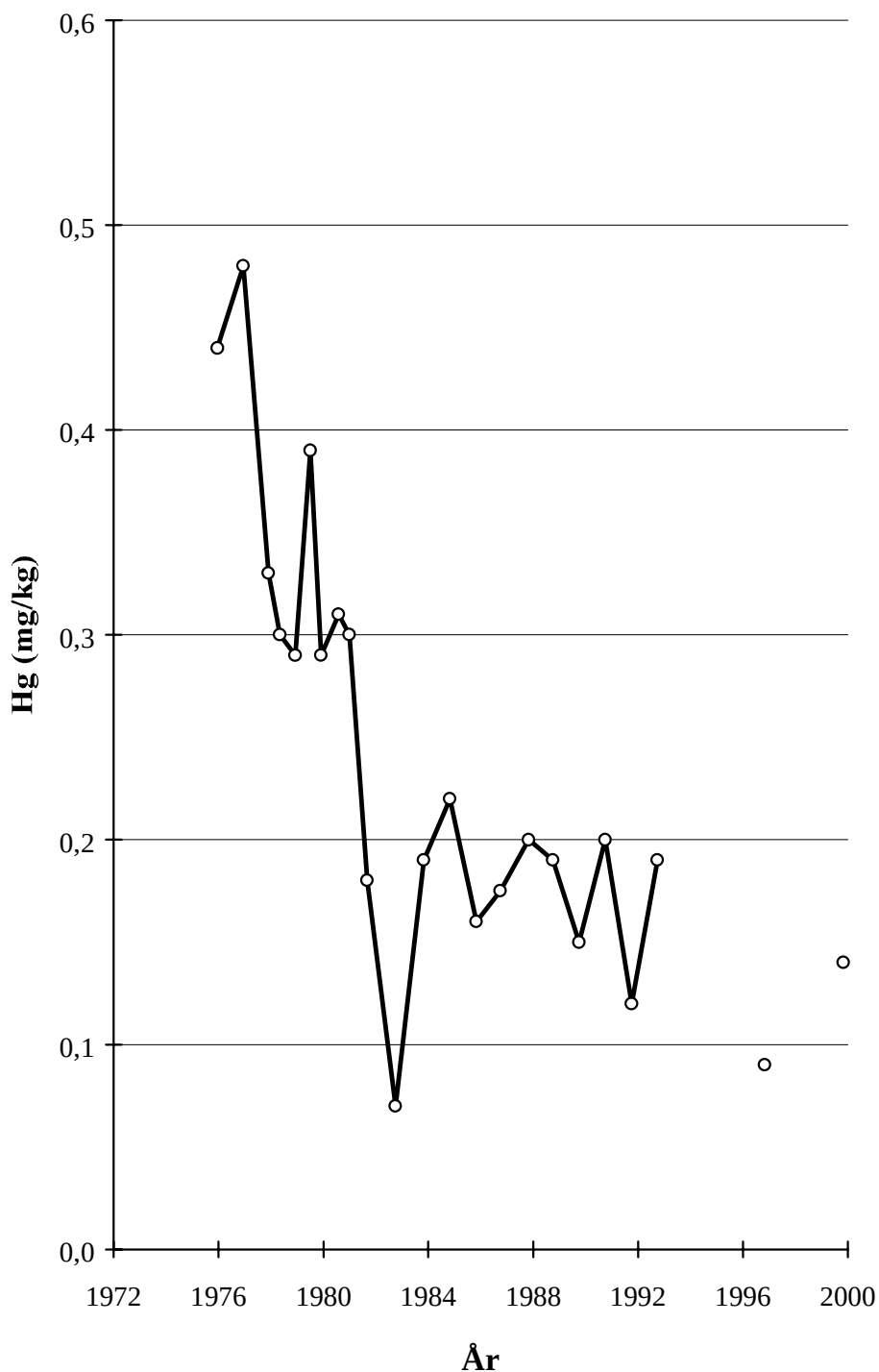
Gjennomsnittlig innhold av kvikksølv i torsk fra Eidangerfjorden var på 0,14 mg/kg (median 0,13). Det er ingen kjente utslippsforhold som skulle tilsi høyere kontamineringsgrad her enn i Frierfjorden. Ulik gjennomsnittsstørrelse (511g i Frierfjorden og 662 g i Eidangerfjorden) kan bidra til forskjellen, men sannsynligvis er resultatet mest tilfeldig og med bakgrunn i individuelle egenskaper/eksponeringshistorie.

Kvikksølv i torskefilet Frierfjorden



Figur 25. Kvikksølv i filet av torsk fra Frierfjorden 1968-1999 (**Bemerk** opphold 1993-1995 og 1997-1999), mg /kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95 % konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

Kvikksølv i torskefilet Eidangerfjorden



Figur 26. Medianverdier av kvikksølv i filet av torsk fra Eidangerfjorden 1975-1999 (opphold 1993-1995 og 1997-1998), mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigererte data).

6. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell

I henhold til utslippsdata fra Eramet Norway (tidligere Elkem Mangan PEA) har PAH-belastningen herfra vært svært liten/ubetydelig etter 1995 (Tabell 1). Av årsrapporten 1999 fra SFTs seksjon for kontroll og overvåking i Grenland fremgår ingen andre tallfestede PAH-utslipp. Sannsynligvis er summen av tilførsler via vassdrag og diffus overflateavrenning fra asfalterte flater vesentlig større enn belastningen fra Eramet. På bakgrunn av disse forhold har overvåkingen i de senere år vært begrenset til analyse av skjell fra to stasjoner.

Rådata for 1999 finnes i vedlegg 7, mens innholdet av hovedvariable er gjengitt i Tabell 10. Konsentrasjonene var relativt moderate og omlag som de har vært i siste 10-års periode. Overkonsentrasjonene av PAH/KPAH/B(a)P i skjell fra Croftholmen jevnført med Kl. I i Molvær et al (1997) var i rekkefølge ca. 3, 5 og 4 ganger. Ved Helgeroa var de tilsvarende kontamineringsgrader omlag 1,5, 2 og 1,5 ganger.

Siden disse nivåene ikke medfører noen konsekvenser mht. spiselighet, og belastningsforholdene synes stabile, er det liten grunn til å beholde denne delen av overvåkingen når opplegget skal revurderes etter langtidsprogrammet 1996-2000.

Tabell. 10 PAH¹⁾, KPAH (sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC, 1987) og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1999, $\mu\text{g/kg}$ våtvekt.

Prøvesteder	Tid	PAH	KPAH	B(a)P	% KPAH av PAH
Croftholmen	17/4	148	48	4,0	32
Helgeroa	“	78	22	1,2	28

¹⁾Sum av egentlige PAH, dvs. fratrasket disykliske forbindelser.

6. Referanser

Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PDCFs. *Chemosphere* 19: 603-608.

Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feely, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wärn, M. Younes and E. Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere* 28: 1049-1067.

Delbeke, K., T. Teklemariam, E. de la Cruz og P. Sorgeloos, 1995. Reducing variability in pollution data: The use of lipid classes for normalization of pollution data in marine biota. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 58:147-162.

Elkem Mangan PEA, 1999. Miljørapport 1998. Miljø - Helse - Sikkerhet.

Engwall, M., B. Brunström og E. Jacobsen, 1994. Ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) and aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH)-inducing potency and lethality of chlorinated naphthalenes in chicken (*Gallus domesticus*) and ether duck (*Somateria mollissima*) embryos. *Arch. Toxicol.* 68: 37-42.

Ewald, G., G. Bremle og A. Karlsson, 1998. Differences between Bligh and Dyer and Soxhlet extractions of PCBs and lipids from fat and lean fish muscle: Implications for data evaluation. *Mar. Pollut. Bull.* 36:222-230.

Green, N. W., B. Bjerkeng, A. Helland, K. Hylland, J. Knutzen og M. Walday, 2000. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 1998. Rapport 788/2000 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4171/2000, 204 s.

Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis and high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. *J. AOAC* 58: 725-733.

Hanberg, A., F. Wärn, L. Asplund, E. Haglund og E. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20: 1161-1164.

Hanberg, A., Ståhlberg, M., Georgellis, A., de Wit, C. og U.G. Ahlborg, 1991. Swedish dioxin survey: Evaluation of the H-4-II E bioassay for screening environmental samples for dioxin-like enzyme induction. *Parmacol. Toxicol.* 69:442-449.

IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity. An updation of IARC monograph volume 1 to 42, suppl. 7. Lyon.

Järnberg, U., L. Asplund, C. de Wit, A.-L. Egebäck, U. Wideqvist og E. Jacobsson, 1997. Distribution of polychlorinated congeners in environmental and source-related samples. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32:232-245.

Knutzen, J. og N. Green, 1991. Overvåking av miljøgifter i fisk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Rapport 468/91 (TA 786/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2636, 62 s.

Knutzen, J. og N. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo - Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990 - 1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 3302, 106 s.

- Knutzen, J., Aa. Biseth, E. M. Brevik, E. Egaas, N. W. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1998a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1996. Rapport 730/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3834-98, 150 s.
- Knutzen, J., K. Næs, L. Berglind, Aa. Biseth, E.M. Brevik og M. Schlabach, 1998b. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. Rapport 729/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3833-98, 181 s.
- Knutzen, J., G. Becher, L. Berglind, E. M. Brevik, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1999a. Organiske miljøgifter i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra norske referanselokaliteter 1996. Undersøkelse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), andre persistente klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Rapport 773/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4068-99, 110 s.
- Knutzen, J., G. Becher, Aa. Biseth, B. Bjerkeng, E. M. Brevik, N. W. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1999b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1997. Rapport 772/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4065-99, 195 s.
- Knutzen, J. (red.), Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygård, T., Skåre, J.U. og K.J. Aanes, 1999c. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1995-5. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim., 235 s.
- Knutzen, J., J. Molvær, K. Næs, J. Persson, R. Ishaq og D. Broman, 2000a. Orienterende analyser av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner/dibenzofuraner, polyklorerte naftalener og non-orto PCB i vann fra Skienselva og Grenlandsfjordene 1998-1999. Rapport 795/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4221-2000, 27 s.
- Knutzen, J., E. M. Brevik, N. Følsvik, og M. Schlabach, 2000b. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. Rapport 784/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4126/99, 89 s.
- Ljosland, H., 1996. Miljøgifter i marine organismer. Gradient- og profilanalyse av PCB, OCS og HCB i sandflyndre og taskekrabbe langs Skagerrakkysten. Diplomoppgave ved Norges teknisk-naturvitenskapelig universitet (NTNU) høsten 1996. Manuskript, 78 s.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA-1467/1997, 36 s.
- Næs, K., 1999. Overvåking av miljøgifter i sedimentene i Grenlandsfjordene 1997. Rapport 765/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4066-99, 146 s.
- 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 nr. 2570, 193 s.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1:153-163.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. Organohalogen Compounds 11:71-74.

- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphtalenes in cod liver samples from Norway.. *Organohalogen Compounds* 24:489-492.
- Schulze, P.-E., M.L. Wiborg, R. Konieczny og Ø. Østberg, 1999. Oppsummeringsrapport fra Den store giftjakta 1998. PCB forbudt, men fortsatt en del av livet kysten Kristiansund-Oslo-Fredrikstad. Rapport fra Norges Naturvernforbund, juni 1999, 45 s.
- SNT (Statens Næringmiddeltilsyn), 1991. Forurensning av fisk og skalldyr i Grenlandsområdet. Brosjyre, 4/7-1991.
- Solberg, T., G. Becher, V. Berg og G. S. Eriksen, 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skalldyr fra nord-områdene. SNT-rapport 4 1997. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 28 s. pluss vedlegg.
- Solberg, T., B. Øvrevoll, V. Berg, Aa Biseth og G. S. Eriksen, 1999. Kartlegging av tungmetaller og klororganiske miljøgifter i marin fisk fanget i Sør-Norge. SNT-rapport 4-99. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 44 s.
- Van den Berg, L. Birnbaum, A.T. Bosveld m.fl., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Hlth. Perspect.* 106:775-792.
- Villeneuve, D.L., Kannan, K., Khim, J.S., Falandysz, J., Nikiforov, V.A., Blankenship, A.L. og J.P. Giesy, 2000. Relative potencies of individual polychlorinated naphtalenes to induce dioxin-like responses in fish and mammalian in vitro bioassays. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39:273-281.

VEDLEGG

1. Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 1999 (antall individer, vekt, lengde, fettprosent).
 - 1.1 Fisk
 - 1.2 Krabber og blåskjell.
2. Rådata for NILU-analyser av PCDF/PCDD og non-ortho PCB i fisk og skalldyr fra Grenlands-fjordene 1999.
3. Rådata for NILU-analyser av PCN i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1999.
4. Utvikling mht. PCDF/PCDD-profiler i fisk (tabell 4.1), hannkrabber (tabell 4.2) og blåskjell (tabell 4.3) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975) 1987 - 1999 (% bidrag til TE fra enkeltforbindelser og grupper).
5. Rådata for individuelle analyser av HCB/OCS/DCB/ i torskelever fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1999 ved Norges Veterinærhøgskole og individuelle analyser ved Veterinærinstituttet av kvikksølv i filet av det samme materialet.
6. Aritmetisk middel og standardavvik for HCB/OCS/DCB/Hg (ikke normaliserte verdier), samt lengde og vekt av individuelt analyserte torsk fra Frierfjorden 1968 - 1999.

Mediane konsentrasjoner i torsk fra Eidangerfjorden 1975-1999.
7. Rådata for NIVA-analyser av HCB/OCS/DCB og andre klororganiske forbindelser i blandprøver av fisk og skalldyr, samt PAH i blåskjell fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1999.
8. Utvikling i konsentrasjon av HCB, OCS og DCB i fisk og skalldyr benyttet i overvåkingen av Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1990 - 1999, våttveks- og fettbasis.
9. $TE_{PCDF/PCDD}$ på våttveks- og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell fra Grenlandsfjordene (1975) 1987 - 1999.

VEDLEGG 1

Karakteristikk av blandprøver av organismer
fra Grenlandsfjordene 1999
(antall individer, vekt, lengde, fettprosent).

1.1 Fisk

1.2 Krabber og blåskjell.

Tabell 1-1. Sammensetning av blandprøver av fisk 1999 til analyse på PCDF/PCDD, etc. ved NILU og rutine klororganiske stoffer ved NIVA. N: Antall individer. M/SD/VAR: Middel/standard-avvik/variasjonsintervall (min.- maks.) for vekt (g) og lengde (cm). Delvis avrundede tall.

Prøver, mnd.nr.	N	Vekt (g) M/SD/VAR	Lengde (cm) M/SD/VAR	% fett ¹⁾
TORSK, lever ²⁾				
Frierfj. (4-5)	20	628/236/393-1246	39/5/32-50	27,9/37,1
Breviksfj. (4-5)	20	882/246/491-1445	46/4/39-54	27,9/32,2
Såstein (4-5)	19	844/227/493-1385	43/5/37-55	32,7/36,6
ØRRET				
Frierfj. (4-5)	14	721/348/306-1526	39/6/32-51	1,33/3,14

¹⁾ Analysert hhv. ved NIVA og NILU.

²⁾ Omlag likt antall hanner og hunner på alle stasjoner.

Tabell 1-2. Blandprøver av hepatopankreas (krabbesmør) fra hanner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og fra blåskjell (*Mytilus edulis*) 1999 for analyse på PCDF/PCDD, etc. ved NILU og rutine klororganiske forbindelser og PAH (bare blåskjell) ved NIVA. Antall (N), bredde(krabbeskall) og lengde i cm (S), % fett og gjennomsnittlig innhold av krabbesmør (VK) i g.

Prøver/stasjoner	Måned (nr.) eller dato	N	S (cm)	% fett ¹⁾	VK (g)
KRABBE					
Ringsholmene	10	20	13-17(19)	8,5/8,1	19,7
Bjørkøybåen	10	19	12-19	10,9/10,1	19,1
Arøya/Dybingen	11	18	9-18	14,2/11,7	21,9
Såstein	10	22	13-17	22,4/20,0	18,7
Åbyfjorden	10	19	13-18	20,7/19,8	16,9
BLÅSKJELL					
Croftholmen	17/4	50	5,2-7,0	2,2/1,7	-
Helgeroa	17/4	50	5,4-7,8	1,9/1,5	-

¹⁾ Bestemt ved hhv. NIVA og NILU.

VEDLEGG 2

**Rådata for NILU-analyser av PCDF/PCDD og non-ortho PCB og i
fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1999.**

VEDLEGG 3

**Rådata for NILU-analyser av PCN i fisk og skaldyr
fra Grenlandsfjordene 1999.**

VEDLEGG 4

**Utvikling mht. PDCF/PCDD-profiler i fisk (tabell 4.1),
hannkrabber (tabell 4.2) og blåskjell (tabell 4.3) fra
Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975) 1987 - 1999
(% bidrag til TE fra enkeltforbindelser og grupper).**

Tabell 4-1. Prosentbidrag til sum toksisitets-ekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper av PCDF/PCDD i fisk fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975) 1987 - 1999. NILU-analyser 1975 - 1992. 1993: Delvis analyser ved NILU (N), delvis (mest) ved Folkehelsa (F). Etter 1993: NILU.

Art/stasjon	År	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	Σ HxCDF	ΣPCD F	2378-TCDD	12378-PeCDD	Σ HxCDD
Torskelever, Frierfj.	1975	9	47	16	16	34	93	2	3	2.5
	1976	8	49	16	16	35	94	2	2	2.5
	1987	7	25	16	18	42	75	18	4	4
	1991	8	20	29	15	47	77	18	2	3
	1992	6	20	25	21	49	78	15	3	5
	1993 N	6	20	25	21	50	79	16	2	4
	1993 F	6	18	28	22	55	82	14	2	3
	1994	4	18	30	18	54	77	15	2	5
	1995	7	25	27	18	44	78	15	3	4
	1996	15	22	21	16	41	80	16	2	3
	1997	10	21	21	19	45	78	17	2	3
	1998	6	22	23	20	48	79	16	2	3
	1999	9	18	28	21	54	84	11	2	3
Torskelever, Breviksfj.	1988	4	18	2	45	50	75	16	3	5
	1991	5	14	26	19	50	71	22	2	4
	1992	8	14	18	24	47	71	19	3	6
	1993 N	10	16	22	20	47	75	20	2	4
	1994	14	19	18	16	39	74	20	2	3
	1995	16	17	18	17	39	74	21	2	3
	1996	17	13	20	16	39	71	25	1	2
	1997	10	17	23	19	47	77	16	3	4
	1998	11	12	29	19	52	78	18	1	3
	1999	18	11	20	19	44	75	21	1	4
Torskelever, Såstein	1988	14	14	20	12	66	94	< 2	2	3
	1991	10	16	18	18	40	69	27	2	2
	1992	17	16	14	15	33	69	23	4	3
	1993 N	15	18	17	17	39	74	20	2	4
	1994	10	16	20	19	44	72	21	2	4
	1995	11	14	24	17	45	74	21	2	3
	1996	17	18	15	14	32	70	25	2	3
	1997	15	16	17	16	39	74	18	3	5
	1998	16	18	21	16	41	77	18	3	2
	1999	17	20	18	16	38	77	17	2	3
Skrubbe, Frierfj.	1987	11	61	8	5	14	86	2	9	2
	1990	13	46	8	5	14	75	16	7	2
	1991	12	50	13	7	21	83	9	6	2
	1992	13	46	11	7	19	79	11	8	1
	1993 F	9	51	13	7	21	82	9	7	2
	1996	9	52	11	5	16	78	14	7	1
Skrubbe, Breviksfj.	1991	10	50	6	4	11	72	18	9	1
	1992	12	48	7	4	12	72	16	11	1
	1993 F	24	37	6	4	11	73	19	7	1
	1994	14	47	9	5	15	77	12	10	2
	1995	14	50	6	3	10	75	16	9	1
	1996	14	50	8	4	13	78	13	8	2
	1997	16	39	12	6	19	75	17	10	2
(tab. 4-1 forts. n.s.)										

(tabell 4-1- - forts.)

Art/stasjon	År	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	Σ HxCDF	ΣPCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	Σ HxCDD
Ørret, Frierfj.	1990	2	50	5	4	10	63	26	10	1
	1991	4	58	4	4	8	71	19	9	1
	1992	3	61	5	3	9	73	15	10	1
	1993 F	8	65	3	2	6	79	12	8	1
	1996	6	59	5	3	8	73	17	9	1
	1999	16	56	4	3	8	80	12	7	1
Ørret Breviksfj.	1990	3	47	7	5	13	63	23	12	1
	1991	9	57	4	3	7	73	16	11	1
	1992	9	61	3	2	6	77	12	10	1
	1993 F	6	67	3	2	5	79	11	9	1
	1994	17	48	4	2	7	72	16	11	1
	1995	12	56	4	3	7	76	13	11	1
	1996	11	52	5	3	9	72	17	10	1
	1997	6	54	3	3	8	69	18	13	<1
Ål, Frierfj.	1990	< 0.5	17	27	9	38	58	8	22	12
	1991	< 0.5	14	30	9	41	58	4	27	13
	1992	< 0.5	19	27	10	39	60	5	23	12
	1993 F	0.5	18	25	9	36	57	4	27	11
	1996	<0.5	20	27	8	37	59	4	25	13
Ål. Breviksfj.	1990	< 0.5	19	17	7	27	48	10	31	11
	1991	< 0.5	18	24	8	34	53	5	30	12
	1992	< 0.5	18	20	8	31	51	5	31	14
	1993F ¹⁾	5	49	4	3	8	63	15	16	5
	1994	1	25	18	8	28	54	8	28	9
	1995	<0.2	26	19	7	28	55	6	29	10
	1996	0.6	31	18	7	27	59	8	26	7
	1997	1	27	18	8	28	57	6	28	9
Ål, Såstein	1990	2	27	17	8	28	58	10	24	8
	1991	< 0.5	23	24	10	36	60	6	26	8
	1992	< 0.5	33	15	8	25	59	9	24	8
	1997	1	31	18	8	30	63	6	23	8
Smørflyndre, Breviksfj.	1991	9	36	15	6	22	69	17	11	2
	1992	9	43	12	5	19	72	14	12	2
Sild, Breviksfj./ Gml. Langesund	1990	2	55	8	9	19	77	10	11	2
	1991	4	62	6	5	12	79	8	12	1
	1992	7	59	4	5	10	76	11	11	2
	1993 F	12	55	3	4	9	77	9	12	2
	1994	10	57	5	4	10	78	9	11	2
	1995	9	59	4	4	9	77	9	12	2
	1997	9	51	9	7	17	78	6	11	2
Makrell, Breviksfj.	1990	22	48	3	2	5	77	14	8	1
	1991	32	43	2	1	3	79	14	7	< 0.5
	1992	26	45	2	1	4	75	16	8	1
	1993 F	28	48	3	2	7	83	9	7	1
	1994	24	48	4	2	7	79	11	9	1

1) Usannsynlig lavt dioksininnhold.

Tabell 4-2. Prosentbidrag til sum toksisitets-ekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper av PCDF/PCDD i hannkrabber (krabbesmør) fra Grenlandsfjordene/Telemarskysten 1987 - 1999. NILU-analyser 1987 - 92. 1993: Delvis analysert ved NILU (N) og delvis ved Folkehelsa (F). Etter 1993: NILU.

Stasjoner	År	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	Σ HxCDF	ΣPCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	Σ HxCDD
Frierfj.	1987	1	45	18	12	33	82	0.5	11	6
	1988	9	32	16	19	36	80	4	10	5
	1990	6	30	27	12	43	83	4	9	4
	1991	11	35	21	9	32	81	5	10	4
	1992	10	31	28	9	40	86	3	7	4
	1993 N	13	35	21	9	33	83	5	8	3
	1994	12	36	24	8	34	84	4	8	4
	1995	12	33	24	10	36	84	4	8	3
	1996	13	36	22	8	34	86	3	8	3
	1997	11	39	20	8	31	84	4	9	4
	1999	12	39	19	9	32	86	3	8	3
Breviksfj. (Bjørkøyb.)	1990	9	31	25	11	39	82	3	10	5
	1991	9	39	24	8	34	84	3	10	4
	1992	10	39	23	6	32	83	3	11	3
	1993 N	9	40	20	7	30	81	5	10	4
	1993 F	9	44	17	7	28	84	4	9	3
	1994	12	43	18	6	26	83	4	10	3
	1995	9	50	15	5	23	84	4	8	3
	1996	11	42	16	6	25	80	5	11	4
	1997	9	38	20	7	30	81	4	10	5
	1999	11	45	16	6	25	83	3	10	4
Arøya	1987	3	19	6	4	12	35	3	58	4
	1988	10	35	11	19	33	80	7	9	4
	1990	10	45	14	5	22	78	6	10	5
	1991*	9	39	17	6	27	77	6	12	4
	1992	10	43	18	5	26	82	4	10	4
	1993 N	11	42	17	7	27	82	5	9	3
	1994	12	43	14	5	22	79	7	10	4
	1995	11	48	14	5	22	84	5	7	4
	1996	10	44	15	4	24	80	5	10	5
	1997	10	44	16	4	25	81	3	11	5
	1999	14	45	11	6	20	81	6	10	3
Såstein	1987	6	44	14	9	26	80	< 1	12	7
	1988	7	42	13	12	28	80	3	8	9
	1990	6	41	14	4	23	72	6	13	9
	1991*	8	41	17	6	27	79	5	12	5
	1992	8	41	17	6	30	80	4	11	5
	1993 N	8	40	18	6	29	79	4	11	5
	1994	8	43	19	6	29	82	4	10	5
	1995	7	42	18	6	29	80	4	10	5
	1996	9	45	15	3	23	79	5	11	6
	1997	7	49	15	3	24	82	3	10	5
	1999	6	44	15	6	26	80	3	11	6
Åbyfj.	1988	7	38	12	12	27	75	5	10	9
	1990	6	42	14	5	22	72	8	12	7
	1991	8	38	17	7	26	76	7	13	4
	1992	8	38	20	6	31	79	3	12	5
	1994	8	40	20	6	29	79	5	11	6
	1995	10	53	13	4	21	85	4	7	4
	1996	9	43	17	4	26	79	5	10	5
	1997	7	46	13	3	22	77	4	13	6
	1999	7	40	19	6	31	81	4	10	5
(tab. 4-2 forts. n.s.)										

(tabell 4-2 - forts.)

Stasjoner	År	2378- TCDF	23478- PeCDF	123478/ 123479- HxCDF	123678- HxCDF	Σ HxCDF	ΣPCD F	2378- TCDD	12378- PeCDD	Σ HxCDD
Jomfruland	1988	9	38	11	21	34	83	< 1	10	7
	1990	7	39	12	5	22	70	9	13	7
	1991	8	44	12	4	19	73	6	16	5
	1992	10	41	16	5	24	77	5	12	5
	1993 N	5	22	10	4	17	45	12	33	10
	1995	9	40	15	6	25	76	6	13	5
	1996	11	43	11	3	18	74	9	11	5
	1997	8	48	9	3	18	75	6	13	6

* Gj.snitt av 4 prøver.

Tabell 4-3. Prosentbidrag til sum toksisitetsekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper av PCDF/PCDD i reker og blåskjell fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1988 - 1997. Til 1992 bare NILU-analyser. 1993: Delvis analyser ved NILU, delvis (mest) ved Folkehelsa (F). Etter 1993: NILU.

Art/stasjon	År	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	Σ HxCDF	ΣPCD F	2378-TCDD	12378-PeCDD	Σ HxCDD
Reker, Breviksfj.	1988	18	30	7	22	31	80	< 5	12	4
	1990	19	30	8	6	15	68	8	18	5
	1991	22	23	9	6	17	65	8	18	3
	1992	30	24	4	5	10	66	10	19	4
	1993 F	22	34	6	7	16	75	8	13	4
	1994	26	26	9	8	19	74	8	14	4
Reker, Eidangerfj.	1991	22	22	9	6	17	63	8	18	10
	1992	29	24	5	5	11	67	10	19	4
Reker, Dybingen	1991	18	23	8	7	16	61	10	18	11
	1992	33	22	3	4	8	65	12	20	4
Reker, Håøyfj.	1991	23	23	7	6	14	63	9	19	9
	1992	26	26	6	5	12	66	11	19	4
	1993 N	25	26	8	6	15	69	10	17	4
	1993 F	26	32	6	6	15	75	7	14	4
	1994	28	27	8	5	14	73	9	14	4
Blåskjell, Crofthlm., Breviksfj.	1989	12	33	17	12	31	82	5	7	5
	1990	20	31	13	8	24	81	6	7	5
	1991	16	33	15	9	27	83	6	8	3
	1992	31	29	10	6	18	84	7	6	3
	1993 N	25	30	13	7	24	83	7	6	3
	1993 F	30	32	9	6	20	87	5	6	2
	1994	27	28	12	7	22	81	9	6	3
	1995	25	32	11	6	20	82	7	7	4
	1996	24	28	13	8	23	81	9	6	3
	1997	34	29	8	6	16	84	8	5	2
	1998	29	31	9	7	17	81	8	7	3
	1999	27	32	9	6	18	81	10	6	3
Blåskjell, Risøyhlm., Breviksfj.	1996	30	25	12	7	21	80	11	6	3
Blåskjell, Arøya	1993 F	40	33	3	3	8	83	9	6	2
Blåskjell, Helgeroa	1989	21	40	9	7	18	84	5	6	5
	1990	19	35	19	6	19	78	12	7	3
	1991	29	31	7	5	14	78	11	8	3
	1992	24	30	12	7	22	81	7	8	4
	1993 F	35	32	5	4	14	84	8	5	2
	1994	38	29	5	4	10	79	11	7	3
	1995	35	30	6	3	11	78	12	6	3
	1996	32	32	5	4	10	76	14	6	2
	1997	32	29	7	7	16	81	10	6	3
	1998	35	27	4	3	9	75	11	9	3
	1999	29	28	9	6	19	80	9	7	3
Blåskjell Klokkeartg.	1989	18	34	13	9	25	84	4	6	5
	1990	23	32	8	5	15	74	14	8	2
	1991	28	28	8	5	16	76	13	7	3
	1993 N	29	29	8	5	15	77	12	8	3
	1993 F	30	30	7	5	17	81	8	7	3

VEDLEGG 5

**Rådata for individuelle analyser av HCB/OCS/DCB
i torskelever fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1999
ved Norges Veterinærhøgskole og individuelle analyser ved
Veterinærinstituttet av Hg i filet av det samme materialet.**

VEDLEGG 6

**Aritmetisk middel og standardavvik for HCB/OCS/DCB/Hg
(ikke normaliserte verdier, 6.1) samt lengde og vekt (6.3) av
individuell analyserte torsk fra Frierfjorden 1968 - 1999.
Mediane konsentrasjoner i torsk fra Eidangerfjorden 1975-1999
(6.2)
(Ikke analysert Hg 1993 – 1995, 1997-1998)).**

6.1 Konsentrasjoner av miljøgifter i torskelever fra Frierfjorden 1968-1999, ppm v.v.

År	HCBL n	HCBL middel	HCBL st.avvik	OCSL n	OCSL middel	OCSL st.avvik
68	0	--	--	0	--	--
70	0	--	--	0	--	--
71	0	--	--	0	--	--
72	0	--	--	0	--	--
73	0	--	--	0	--	--
74	0	--	--	0	--	--
75	12	52.083	42.064	12	143.583	71.772
76	23	7.848	6.661	23	67.657	57.129
77	37	7.519	7.892	37	32.865	39.298
78	72	8.511	10.041	72	29.714	32.234
79	51	13.643	19.499	51	26.622	39.345
80	48	5.677	5.700	48	16.431	9.815
81	30	7.592	4.941	30	14.066	8.211
82	63	9.370	6.884	63	25.471	14.755
83	59	5.588	5.583	59	29.012	35.925
84	67	8.053	5.153	67	17.275	20.606
85	49	11.459	7.911	49	15.474	9.191
86	54	4.517	3.848	54	9.419	7.530
87	55	6.018	2.742	55	12.533	6.628
88	82	6.439	6.860	82	24.497	18.171
89	53	7.474	3.406	53	15.385	5.768
90	62	2.662	2.188	62	21.325	20.938
91	59	1.516	1.397	59	7.263	7.156
92	54	0.881	0.491	54	2.288	1.190
93	52	0.629	0.559	52	3.528	3.256
94	53	0.537	0.332	53	2.277	1.239
95	60	0.282	0.261	60	1.692	1.215
96	59	0.521	0.252	59	1,393	0,695
97	61	0,220	0,211	61	1,644	1,430
98	57	0,345	0,238	57	1,307	0,754
99	51	0,331	0,212	51	1,028	0,550
Total/middel	1323	5,195	9,257	1323	15,908	26,576

År	DCB-L n	DCB-L middel	DCB-L st.avvik	Hg-filet n	Hg-filet middel	Hg-filet st.avvik
68	0	--	--	6	1.26000	0.23384
70	0	--	--	15	1.12333	0.54067
71	0	--	--	9	1.04778	0.34416
72	0	--	--	9	0.41333	0.27645
73	0	--	--	30	0.38867	0.35912
74	0	--	--	11	0.27545	0.08190
75	10	7.5200	2.6919	12	1.15833	0.83945
76	16	8.6438	3.8229	24	0.85833	0.28635
77	25	3.1320	2.1619	36	0.72083	0.46579
78	48	4.5290	2.4789	72	0.55847	0.41474
79	21	3.0410	2.8630	52	0.49577	0.30738
80	42	6.0095	3.6702	48	0.46312	0.20681
81	20	5.4125	3.2787	30	0.39100	0.19182
82	50	8.6200	4.9132	107	0.55832	0.29426
83	45	7.2904	7.2055	60	0.48800	0.29509
84	67	3.7843	3.3194	67	0.31388	0.27703
85	49	3.3733	2.3297	49	0.28653	0.14128
86	54	2.7100	2.0681	54	0.25824	0.19586
87	55	3.6255	2.5845	55	0.19909	0.09815
88	82	5.7135	4.8064	82	0.27134	0.12325
89	53	5.8842	2.1844	53	0.18075	0.08462
90	62	6.1304	4.6788	62	0.17952	0.10823
91	59	4.4981	3.4985	59	0.15105	0.10223
92	54	4.1612	2.1581	54	0.16537	0.09613
93	52	3.4574	3.7922	0	--	--
94	53	3.6322	2.4732	0	--	--
95	60	2.4047	2.1382	0	--	--
96	59	2.7713	2.113	59	0.09492	0.0661
97	61	4.8028	4.7742	0	--	--
98	57	1.7818	2.0163	0	--	--
99	51	1.6659	2.5837	51	0,09294	0,06272
Total/middel	1205	4,3713	3,9088	1166	0.37116	0.34498

6.2 Medianer for miljøgifter i torskelever fra Eidangerfjorden 1975-1999, ppm v.v.

År	HCB	OCS	DCB	Hg
75, des.	3.200	6.900	0.700	0.440
76, des.	1.800	6.100	1.200	0.480
77, des.	1.100	1.800	0.700	0.330
78, apr.	0.300	0.800	0.300	0.300
78, des.	0.900	1.600	0.700	0.290
79, jun.	0.900	1.900	0.900	0.390
79, des.	0.300	1.400	0.700	0.290
80, jul.	0.800	1.300	0.700	0.310
81, jan.	0.400	0.500	0.200	0.300
81, sep.	0.100	0.200	0.200	0.180
82, okt.	0.600	2.100	1.500	0.070
83, okt.	1.200	1.000	0.500	0.190
84, okt.	0.400	1.300	0.800	0.220
85, okt.	1.600	1.300	0.400	0.160
86, okt.	1.250	1.050	0.450	0.175
87, okt.	1.200	1.500	0.550	0.200
88, okt.	0.760	2.800	1.500	0.190
89, okt.	0.750	3.720	2.050	0.150
90, okt.	0.250	1.310	1.430	0.200
91, okt.	0.200	0.490	0.770	0.120
92, okt.	0.104	0.250	1.013	0.190
93, nov.	0.050	0.100	0.520	-
94, nov.	0.035	0.039	0.192	-
95, okt.	0.020	0.025	0.183	-
96, okt.	0.033	0.020	0.171	0.090
97, okt.	0,027	0,048	0,418	-
98, okt.	0,018	0,030	0,316	-
99, okt.	0,017	0,014	0,230	0,130

6.3 Torsk fra Frierfjorden 1968-1999: Antall, middel og standardavvik for vekt (g) og lengde (cm).

År	Vekt n	Vekt middel	Vekt st.avvik	Lengde n	Lengde middel	Lengde st.avvik
68	6	386.7	205.3	0	--	--
70	15	482.7	264.2	0	--	--
71	9	744.4	292.0	0	--	--
72	9	530.6	209.5	0	--	--
73	30	691.3	355.8	0	--	--
74	11	386.4	71.3	0	--	--
75	12	732.1	443.1	0	--	--
76	24	910.0	333.9	10	44.300	5.774
77	37	1087.5	733.2	13	50.692	15.294
78	72	1169.0	1267.6	24	51.250	14.689
79	52	1392.5	1681.3	31	49.065	12.861
80	48	1090.6	615.8	6	55.333	11.518
81	30	820.8	409.6	10	48.500	9.664
82	107	1112.8	479.8	9	48.889	7.944
83	60	1188.0	969.9	14	47.214	5.618
84	67	987.2	724.9	0	--	--
85	49	716.3	436.7	49	40.408	8.670
86	54	396.7	247.5	49	33.306	7.249
87	55	608.6	246.1	55	38.455	5.305
88	82	587.4	306.9	82	39.585	7.419
89	53	627.9	176.2	53	38.849	3.754
90	62	542.9	276.0	62	38.306	8.259
91	59	527.1	193.7	59	36.666	5.374
92	54	455.0	259.4	54	35.341	6.815
93	52	662.1	267.8	52	39.698	6.072
94	53	696.7	259.9	53	40.415	5.572
95	60	689.0	377.0	60	41.023	7.699
96	59	654.9	308.9	59	39.247	5.839
97	61	601.9	333.2	61	38.449	7.604
98	57	636.9	326.1	57	39.630	6.709
99	51	510.7	215.0	51	37.810	5.118
Total/middel	1450	771,1	644,3	973	39,841	8,401

VEDLEGG 7

Rådata for NIVA-analyser av HCB/OCS/DCB, andre klororganiske forbindelser i blandprøver av fisk og skalldyr, samt PAH i blåskjell fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten, 1999.

VEDLEGG 8

Utvikling i konsentrasjon av HCB, OCS og DCB i fisk og skalldyr benyttet i overvåkingen av Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1990 - 1999, våtvekts- og fettbasis.

Tabell 8-1. HCB, OCS og DCB i blandprøver av fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1990-1999, $\mu\text{g/kg}$ våtvekt og $\mu\text{g/kg}$ fett. Ikke observert: -. Usannsynlige verdier markert med ?.

Art/vev/lokalitet		ÅR	Våtvektsbasis			% fett	Fettbasis		
			HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
TORSKELEVER									
Frierfj:	1990	-	-	-	-	-	-	-	
	1991	2816	8594	2929	33,9	8307	25351	8640	
	1992	1300	7450	3030	37,5	3467	19867	8080	
	1993	544	1625	1709	38,2	1424	4254	4474	
	1994	574	1332	3050	33,2	1729	4012	9187	
	1995	324	1349	4488	40,2	724	3199	11876	
	1996	423	808	1740	33,4	1266	2419	5210	
	1997	579	1091	1592	40,6	1420	2687	3921	
	1998	250	1600	4300	23,7	1055	6751	18143	
	1999	240	720 ¹³⁾	1800 ¹³⁾	27,9	860	2581	6452	
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-	
	1991	255	1280	944	34,3	743	3732	2752	
	1992	208	808	1100	37,7	552	2143	2918	
	1993	56	198	508	32,4	173	611	1568	
	1994	83	124	956	39,8	209	312	2402	
	1995	51	44	324	39,9	128	110	812	
	1996	52	30	274	43,5	120	69	630	
	1997	54	52	233	35,5	153	147	660	
	1998	39	210	1400	26,8	145	784	5224	
	1999	40	44	330	27,9	143	158	1183	
Såstein	1990	-	-	-	-	-	-	-	
	1991	103	423	556	40,9	252	1034	1359	
	1992	47	65	115	49,5	95	131	232	
	1993	35	43	150	42,3	83	102	355	
	1994	44	48	464	40,9	108	117	1134	
	1995	22	29	371	32,1	69	90	1156	
	1996	37	18	165	57,7	64	31	286	
	1997	35	14	85	50,5	69	28	168	
	1998	22	24	140	38,6	57	62	336	
	1999	23	15	84	32,7	70	46	257	
TORSK, FILÉT									
Frierfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-	
	1991	23,0	94	43	0,6	3833	15667	7167	
	1992	14,0	122	40,0	0,4	3500	30500	10000	
	1993	3,6	11,4	11,2	0,4	900	2850	2800	
	1994	6,1	6,1	17,7	0,3	2033	4267	5900	
	1997	4,2	7,4	9,2	0,48	875	1542	1917	
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-	
	1991	1,8	18	20	0,5	360	3600	4000	
	1992	1,0	4,1	6,2	0,4	250	1025	1550	
	1993	-	-	-	-	-	-	-	
	1994	0,61	1,97	1,97	0,3	203	223	657	
Såstein	1991	0,3	0,3	0,4	0,3	100	100	133	

(tabell 8-1 forts. n. s.)

(Tabell 8-1 forts.)

Art/vev/lokalitet SJØ-ØRRET	ÅR	Våttvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
Frierfj. Breviksfj.	1989 ¹⁾	489	825	54	1,4	34720	58780	3857
	1990	257	250	62	1,7	15118	14705	3647
	1991	62	200	65	2,0	3100	10000	3250
	1992 ²⁾	25,8/24,9	85,6/70,0	8,4/33,0	3,2/1,3	1360	4030	1400
	1993	7,6	17,0	5,6	0,8	950	2125	700
	1994	-	-	-	-			
	1995	-	-	-	-			
	1996	12,5	68,2	24,9	2,1	600	3279	1197
	1999	4,4	9,8	8,6	1,33	330	737	647
	1990	78	115	48	1,4	5571	8214	3429
	1991 ²⁾	12,0/27,5	15,0/64,3	6,3/14,4	1,9/8,2	483	786	254
	1992 ²⁾	8,1/8,2	30,3/13,5	5,8/3,9	0,8/1,7	747	2272	477
	1993	3,3	6,6	2,4	0,3	1100	2200	800
	1994	0,71	0,54	0,5	0,2	355	270	200
	1995	1,99	1,79	3,74	1,8	111	99	193
	1996	2,33	3,20	4,04	1,1	208	286	361
	1997	1,5	1,7	0,6	0,32	469	531	188
SEILEVER								
Frierfj.	1990	1788	2995	384	75,2	2378	3983	511
	1991	-	-	-	-	-	-	-
	1992	1130	1177	380	56	1996	2079	671
	1993	352	784	760	69,9	504	1222	1087
	1994	-	-	-	-	-	-	-
Breviksfj.	1991	544	1520	168	56,7	959	2681	296
	1993	34	74	73	12,0	283	617	608
SEIFILÉT								
Frierfj.	1990	8,9	10,6	1,5	0,6	1483	1767	250
	1991	-	-	-	-	-	-	-
	1992	5,2	4,6	1,1	0,5	1040	920	220
	1993	0,8	3,6	4,3	0,44	182	818	977
	1994	-	-	-	-	-	-	-
HVITTING-LEVER								
Frierfj.	1993	266	1276	587	52,3	509	2440	1222
LYRLEVER								
Frierfj.	1992	276	670	228	60,0	460	1117	380
ÅL, FILÉT								
Gunnkleivfj. Frierfj. Breviksfj.	1997	1358	3087	480	12,7	10693	24307	3780
	1990	4340	1664	325	27,2	15956	6118	1195
	1991	2089	844	152	26,8	7794	3149	567
	1992	1260	750	208	13,8	9130	5434	1507
	1993 ³⁾	903/334	906/482	658/133	18,6/15,5	3505	3990	2197
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1996	332	271	240	13,5	2459	2007	1778
	1990	481	125	58	11,3	4257	1107	513
	1991	137	55	30	10,3	1330	534	291
	1992	903	266	87	27,7	3260	960	314
	1993	2?	<1?	<1?	~6	33?	<17?	<17?
	1994	124	53,6	63	16,3	761	329	389
	1995	35,3	17,0	68	12,2	289	139	557
	1996	17	16	55	13,7	124	117	401
	1997	16	48	25	12,4	129	387	202

(tabell 8-1 forts. n. s.)

(tabell 8-1 forts.)

Art/vev/lokalitet SJØ-ØRRET	ÅR	Våttvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
Såstein	1990	82	31	25	14,4	569	215	174
	1991	38	12	17	15,0	253	80	113
	1992	20,0	15,6	11,3	9,8	204	159	115
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1997	2.6	0.9	4.7	8.0	33	11	59
SKRUBBEFILÉT								
Frierfj.	1990	113	152,9	37,5	1,1	10272	13900	3409
	1991	115	243	71	1,0	11500	24300	7100
	1992	50,7	87,9	68,3	0,8	6338	10988	8538
	1993	9	14,5	7,2	0,2	4500	7250	3600
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1996	5,60	5,51	13,8	0,36	1556	1531	3839
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	11	16	14	0,6	1833	2667	2333
	1992	2,4	4,5	5,3	0,5	480	900	1060
	1993	0,8	1,5	2,6	0,5	160	300	520
	1994	1,35	1,08	2,08	0,2	675	540	1040
	1995	0,68	0,40	2,24	0,22	309	1812	1018
	1996	0,25	0,11	0,94	0,24	104	46	392
	1997	1.0	0.4	0.7	0.45	222	89	156
SAND-FLYNDRE-FILÉT								
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	-	-	-	-	-	-	-
	1992	2,0	4,0	11,2	0,6	333	667	1867
	1993	2,2	4,5	16,7	0,91	242	495	1835
	1994	-	-	-	-	-	-	-
RØDSPETTE-FILÉT								
Breviksfj.	1991	0,7	0,1	0,3	0,6	117	17	50
	1992	-	-	-	-	-	-	-
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	-
SMØRFLYNDRE-FILÉT								
Breviksfj.	1991	2,8	1,7	3,0	0,5	560	340	600
	1992	2,6/1,8	2,2/2,5	6,9/11,4	0,4/0,6	475	483	1854
	1993	1,2	1,2	4,9	0,81	148	148	605
	1994	-	-	-	-	-	-	-
Langersundsfj.	1991	0,12	0,05	0,30	0,7	17	7	43
	1992	0,2/0,2	0,2/0,1	0,9/0,6	0,6/1,2	25	21	100
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	-
SILDEFILÉT								
Breviksfj. Gml.Langes	1990	40	38	5	3,9	1026	974	128
	1991	6,8	8,8	2,7	9,2	74	96	29
	1992	7,7	8,8	1,0	9,2	84	96	11
	1993	1,5	1,2	<0,5	3,6	42	33	<14
	1994	1,6	1,2	0,7	2,2	73	55	32
	1995	1,93	1,26	1,10	8,7	22	15	13
	1997	1.0	0.6	0.8	0.92	109	65	87

(tabell 8-1 forts.)

n.s.)

Tabell 8-1 (forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våttvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
MAKRELL-FILÉT								
Breviksfj.	1990	84	149	14	19,2	438	776	73
Gml.Langes.	1991	13,6	7,8	3,2	16,6	82	47	19
	1992	4,0	2,7	0,7	11,6	35	23	6
	1993	3,0	1,0	<1,0	7,8	38	13	<13
	1994	3,3	2,4	0,5	8,5	39	28	6
ABBORFILÉT								
Gunnekleivfj.	1997	25	18	5.8	0.23	10870	7826	2522
SØRVFILET								
Gunnekleivfj.	1997	9.3	13	6.4	0.33	2818	3939	1939
KRABBE-SMØR, hanner								
Ringsholm., Frierfj.	1990	429	231	354	10,7	4009	2159	3308
	1991	54	36	87	4,6	1174	783	1891
	1992	184	80	275	9,4	1957	851	2926
	1993	72	47	172	7,2	1000	653	2389
	1994	179	96,5	437	9,8	1827	905	4459
	1995	96	49	411	8,8	1091	557	4670
	1996	62	14	392	9,2	674	152	4261
	1997	61	40	180	15,5	394	258	1161
	1999	51	42	340 ¹³⁾	8,5	598	492	3986
Bjørkøybåen, Breviksfj.	1990	417	95	186	14,3	2916	664	1301
	1991	109	17	70	14,1	773	121	496
	1992	49	11	82	9,5	516 ¹⁰⁾	116 ¹⁰⁾	863 ¹⁰⁾
	1993	18	6	76	13,1	137	46	580
	1994	44	5	84	13,1	336	38	641
	1995	12	4	85	13,4	90	30	634
	1996	17	6	110	18,3	93	33	601
	1997	13	4.4	38	11.5	113	38	330
	1999	13	3,6	54	10,9	119	33	495
Arøya	1990	22	25	41	21,8	101	115	188
	1991	11	5	26	20,1	55	25	129
	1992	19	4	28	15,9	119	25	176
	1993	3	2	10	7,1	42	28	141
	1994	5,8	0,6	8,2	11,6	50	5	71
	1995	4	1	20	14,1	28	7	142
	1996	5	1,3 ¹²⁾	23	19,3	26	6,7	119
	1997	6.7	1.2	16	14.6	46	8	110
	1999	3,4	0,86	16	14,2	24	6	113
Såstein	1990	8	9	30	17,7	45	51	169
	1991	15	7	27	18,5	81	39	146
	1992	5	9	28	13,9	36	65	201
	1993	2	1	18	12,3	16	8	146
	1994	4,9	1,6	31,7	11,2	44	14	283
	1995	3	1	23	13,7	22	7	168
	1996	5	1,1 ¹²⁾	21	18,0	28	6,1	117
	1999	1,8	0,71	33	22,4	8,0	3,2	147

(tabell 8-1 forts. n.s.)

(tabell 8-1 forts.)

(tabell 6 - Forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våttvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
Åbyfj.	1990	5	4	13	17,7	28	23	73
	1991	4	5	19	17,2	23	29	110
	1992	4	2	26	15,1	26	13	172
	1993	1	<1	14	8,7	12	<12	161
	1994	2,6	1,1	18,2	14,5	18	8	126
	1995	3	1	17	13,1	23	8	130
	1996	2	0,3 ¹²⁾	23	20,2	9,9	1,5	114
	1999	4,0	0,96	33	20,7	19	4,6	159
Jomfruland	1990	9	4	12	26,7	34	15	45
	1991	6	<3	8	21,4	28	<14	37
	1992	2	<1	6	12,0	17	<8	50
	1993	2	<1	6	12,7	16	<8	47
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1995	1	<1	5	15,5	7	<6	32
	1996	3	0,3 ¹²⁾	6	18,3	16	1,6	33
Midtb./Eidang.fj.	1995	10	1,5	35	11,0	91	14	318
KRABBE-SMØR, hunner								
Ringsholm.	1992	14,1	22,7	190	10,4	136	218	1827
	1995	12	48	440	11,4	105	421	3860
Bjørkøyb.	1992	11,6	9,2	89	13,6	85 ¹¹⁾	68 ¹¹⁾	654 ¹¹⁾
	1993	7,0	3,0	54	11,6	60	26	466
	1995	1,8	1,3	65	11,7	15	11	555
Arøya	1990	6	18	54	17,7	34	102	305
	1992	2,5	1,3	26	12,7	20	10	205
	1993	2,0	1,0	28	10,6	19	9	264
	1995	0,9	<0,5	11	15,5	6	<3	71
Såstein	1992	1,8	1,1	17	15,1	12	7	113
	1995	0,5	<0,5	14	17,2	3	<3	81
Åbyfj.	1992	1,5	1,4	15	14,3	11	10	105
	1995	0,6	<0,3	13	12,3	5	<3	106
Jomfrul.	1992	1,5	<0,5	7	15,1	10	<4	46
	1995	0,6	<0,5	6	12,1	5	<3	58
Midtb./Eidang.fj.	1995	2,1	1,1	48	13,7	15	8	350
REST SKALL-INNMAT, hanner								
Ringsholm.	1990	67,7	24,7	18,2	1,2	5641	2058	1517
	1994	46,8	17,5	59,4	1,8	2600	972	3300
	1995	24,9	9,0	29,0	1,2	2075	750	2417
Bjørkøybåen	1990	97,7	18,2	15,7	1,7	5747	958	924
	1993	6,4	1,2	7,6	1,9	337	63	400
	1994	9,4	0,8	7,9	1,8	522	44	439
	1995	7,6	0,8	5,2	1,4	543	57	371
Arøya	1990	11,9	3,4	6,0	2,5	476	13	240
	1993	1,7	<0,5	1,3	1,3	131	576	100
	1994	1,8	0,2	1,4	1,6	113	<40	88
	1995	1,6	0,3	0,8	1,5	107	20	53
Såstein	1990	8,2	1,8	1,9	1,9	432	95	100
	1993	-	-	-	-	-	-	-
Åbyfj.	1994	1,9	0,4	4,1	1,8	106	22	228
	1995	1,7	0,2	1,2	1,4	121	14	86
	1990	1,5	0,5	0,5	1,1	136	28	28
	1994	1,9	0,4	2,2	2,1	90	19	105
	1995	1,4	0,1	0,9	1,4	100	7	64

(tabell 8-1 forts. n.s.)

(tabell 8-1 forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
Jomfrul.	1990	5,0	1,3	1,5	3,3	152	39	45
	1995	0,9	0,1	0,3	1,6	56	6	19
Midtb./Eidang.fj.	1995	4,9	0,7	5,2	1,5	327	47	347
REST SKALL- INNMAT, hunner								
Ringsholm.	1995	54	34	75	6,1	885	557	1230
Bjørkøyb.	1993	11,1	3,7	23,2	5,2	214	71	446
	1995	16,6	2,1	18,0	5,7	291	37	316
Arøya	1990	43,1	17,3	22,1	6,3	684	275	351
	1993	5,6	1,2	4,4	4,1	137	29	107
	1995	2,8	0,2	1,6	6,6	42	3	24
Såstein	1995	2,3	0,3	2,2	8,4	27	4	26
Åbyfj.	1995	2,5	0,3	1,8	6,2	40	5	29
Jomfrul.	1995	2,0	0,1	1,2	7,7	26	1	16
Midtb./Eidang.fj.	1995	11,1	1,3	9,0	5,9	188	22	153
HEL SKALLINNMAT, KRABBER <u>Hanner/hunner</u>								
Ringsholmene	1998	21	10	76	10,1	208	99	752
Bjørkøybåen	1998	4,0	1,6	40	12,8	31	13	313
Arøya	1998	1,5	0,3	6,1	9,4	16	3	65
<u>Hanner</u>								
Åbyfjorden	1998	1,5	0,3	4,6	7,7	19	4	60
<u>Hunner</u>								
Åbyfjorden	1998	1,6	0,3	4,4	9,2	17	3	48
REKER								
Breviksfj.	1991	2,5	1,4	2,7	0,9	278	156	300
	1992	1,3	1,3	2,0	1,0	130	130	200
	1993	0,6	0,5	1,3	1,1	55	45	118
Håøyfj.	1990	1,2	0,9	1,6	0,9	133	100	178
	1992	0,7	0,4	0,9	1,0	70	40	90
	1993	0,8	0,4	1,1	1,1	72	36	91
BLÅSKJELL ⁵⁾								
Croftholm	1991 ⁶⁾	3,3	0,2	0,6	1,7	194	12	35
	1992 ⁸⁾	1,6	<0,1	0,2	1,9	84	<5	11
	1993 ⁹⁾	1,3	<0,1	<0,2	1,9	68	<5	<11
	1994	0,84	mask.	0,16	2,0	42	-	8
	1995	0,40	<0,05	0,24	1,3	31	<4	19
	1996	0,91	<0,05	0,26	1,82	50	<3	14
	1997	1,0	<0,1	0,1	1,96	51	<5	5
	1998	0,2	0,06	0,1	1,4	14	4	7
	1999	0,77	<0,06	0,12	2,17	35	<3	5,5
Risøyholmen	1996	0,69	<0,05	0,22	1,91	36	<3	12
Arøya	1993	0,6	<0,1	<0,1	2,5	24	<4	<4
Helgeroa	1991 ⁷⁾	0,85	<0,1	<0,1	2,0	43	<5	<5
	1992	0,5	<0,1	<0,1	1,8	28	<6	<6
	1993	0,3	<0,1	<0,1	2,3	13	<5	<5
	1994	0,37	mask.	<0,05	2,6	14	-	<2
	1995	0,28	<0,05	0,05	2,5	11	<2	2
	1996	0,34	<0,05	0,07	2,06	17	<3	3,4
	1997	0,40	<0,1	<0,1	2,55	16	<4	<4
	1998	0,05	0,03	<0,1	1,8	3	1,7	<6
	1999	0,26	<0,05	<0,1	1,93	13	<3	<5
(tabell 8-1 forts.	n.s.)							

(tabell 8-1 forts.)								
Klokkartangen	1991	0,4	<0,1	<0,1	1,9	21	<5	<5
	1992	-	-	-	-	-	-	-
	1993	0,2	<0,1	<0,1	1,6	13	<6	<6

- 1) Fra Klosterfoss/Skienselva.
- 2) Beregnet konsentrasjon på fettvektsbasis som middel av "små" og "store" fisk, midlere kons. på fettbasis beregnet som aritmetisk middel av fettbasiskonsentrasjoner i de to delbestandene.
- 3) Fettvektsbasis som middelverdi.
- 4) Middelverdi av prøver aug.-nov.
- 5) For data før 1990, kfr resultater av Hydros overvåking:
Jarandsen, B. 1991. magnesiumfabrikk - HP. Klorert hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandfordene 1990. Hydro, Forskningsenteret i Porsgrunn. Prosjekt nr R22652200. Dok. nr 91B.BZ6, 4 s.+ vedlegg.

Jarandsen, B., 1992. Magnesiumfabrikk - HP. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Croftholmen 1991. Rapport, prosjektnr. R 226522.200, 4 s. 14/8-1992.
- 6) Middel av 7 obs. mars-nov. Fettbasisverdiene beregnet på grunnlag av midlere parameterverdier og midlere fettkonsentrasjon.
- 7) Middel av 2 obs.
- 8) Middel av 5 obs. mars-nov.
- 9) Middel av 3 obs
- 10) Tilsvarende middelverdier/standardavik fra analyse av 20 individer: 921/165, 125.8/94.6 og 1197/1398 (regnet ut som gjennomsnitt av individuelle konsentrasjoner på fettbasis, hvis regnet ut fra midlere våtvektsbasis og midlere fettprosent hhv. 554, 109 og 899.
- 11) Tilsvarende middelverdier/SD fra analyser av 20 individer hhv. 81.9/52.9, 64,2/38.6 og 719/338.
- 12) Målte konsentrasjoner når man ser bort fra usikkerheter. Angitt som deteksjonsgrensen (1 µg/kg) i rådatatabeller.
- 13) Verdi angitt som suspekt i analyseutskrift.

Vedlegg 9

**TE_{PCDF/PCDD} på våtveks- og fettbasis i fisk, taskekrabbe
og blåskjell fra Grenlandsfjordene (1975) 1987 - 1999.**

Tabell 9-1. $\Sigma TE_{PCDF/PCDD}$ i utvalgte fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975 - 76) 1987 - 1999, ng TE/kg våtvekt og ng TE/kg fett. Kilder foruten overvåkings-rapporter 1990 - 1997: Knutzen og Oehme (1988) NIVA-rapport 2189), 1990 (NIVA-rapport 2346), 1991 (NIVA-rapport 2583) og Berge og Knutzen (1989, NIVA-rapport 2197). OBS: Ved omregning til fettbasis benyttet fett % fra NILU.

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett (NILU-data)	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
TORSKELEVER Frierfjorden	1975	37870	28,0	135250
	1976	6820	46,6	14635
	1987 ¹⁾	5643	40 ¹⁾	14100 ¹⁾
	1991	1090	35,2	3098
	1992	935	42,8	2185
	1993 ²⁾	528	39,2	1345
	1994	799	33,7	2371
	1995	988	40,8	2422
	1996	874	33,8	2586
	1997	665	47,2	1408
	1998	639	24,2	2641
	1999	233	37,2	628
Breviksfjorden	1988	1316	40 ³⁾	3288 ³⁾
	1991	287	33,7	851
	1992	439	42,8	1026
	1993	276	33,1	834
	1994	457	42,1	1086
	1995	147	40,4	364
	1996	163	42,5	384
	1997	209	42,3	494
	1998	147	22,8	645
	1999	154	32,2	
Såstein	1988	523	40 ³⁾	1308 ³⁾
	1991	141	45,7	309
	1992	61.0	58,7	104
	1993	93.1	47,6	196
	1994	102	41,7	245
	1995	81.8	32,1	255
	1996	99.0	60,8	165
	1997	94.6	61,0	155
	1998	68,9	46,1	149
TORSKEFILÉT Frierfjorden	1987	9.2 ⁴⁾	-	-
	1991	4.5	0,5	900
	1992	2.18	0,3	727
	1993	2.16 ⁵⁾	0,4	540
	1997	2.45	0,24	1021

(tabell 9-1 forts. n.s.)

(tabell 9-1- forts.)

Arter/stasjoner	År	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg våtvekt	% fett	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg fett
Breviksfjorden	1988	4,8	-	-
	1991	1,1	0,3	367
	1992	1,17	0,2	585
Såstein	1988	2.9 (?)/0.7 ⁶⁾	-	-
SJØ-ØRRET Frierfjorden	1990	83,2	1,3	6400
	1991	20,6	2,5	824
	1992	14,97	1,7	881
	1993 ⁷⁾	11,53	2,64	437
	1994	-	-	-
	1995	-	-	-
	1996	12,0	2,2	546
	1999	2,74	3,14	87
	1990	9,46	0,8	1183
	1991	5,3	1,7	312
	1992	8,77	3,04	289
	1993 ⁷⁾	5,14	0,93	553
	1994	3,97	1,3 ⁸⁾	305
Breviksfjorden	1995	16,5	2,6	635
	1996	5,9	1,4	422
	1997	1,90	0,5	373
SKRUBBE Frierfjorden	1987	62	1,0 ⁹⁾	6200 ⁹⁾
	1990	17,3	0,85	2032
	1991	15,9	0,6	2657
	1992	17,42	0,55	3167
	1993	9,91 ¹¹⁾	0,41	2417
	1994	-	-	-
	1995	-	-	-
	1996	10,0	0,50	2000
	1997	-	-	-
Breviksfjorden	1991	6,3	2,5 ¹⁰⁾	252
	1992	9,07	0,75	1209
	1993	3,2 ¹¹⁾	0,30	1174
	1994	8,33	0,44	1893
	1995	4,41	0,40	1103
	1996	2,7	0,30	900
	1997	1,56	0,34	459

(tabell 9-1 forts. n.s.)

(tabell 9-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg våtvekt	% fett	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg fett
Ål				
Gunnekleivfjorden	1997	20.5	14.5	141
Frierfjorden	1990	52.3	27.4	191
	1991	56.6	22.0	257
	1992	44.1	22.3	198
	1993	41.1	20.3	203
	1994	-	-	-
	1995	-	-	-
	1996	32.9	19.1	172
	1997	- ¹³⁾	-	-
Breviksfjorden	1990	38.2	14.1	271
	1991	13.8	8.4	164
	1992	48.4	30.5	159
	1993	¹²⁾	-	-
	1994	17.0	20.4	83
	1995	25.6	17.1	150
	1996	23.5	18.5	127
	1997	18.8	13.3	141
Såstein	1990	10.6	9.7	109
	1991	12.0	12.4	97
	1992	6.95	10.3	67
	1993	-	-	-
	1994	-	-	-
	1995	-	-	-
	1996	-	-	-
	1997	4.6	10.4	48
Sild				
Breviksfj./Langesundsb.	1990	27.5 ¹⁴⁾	4.2	655 ¹⁴⁾
	1991	11.3	8.6	131
	1992	13.2	14.1	94
	1993	2.66 ¹¹⁾	4.6	58
	1994	5.94	4.9	121
	1995	5.23	11.5	46
	1996	-	-	-
	1997	3.8	1.3	286
Makrell				
Breviksfjorden	1990	24.7	15.8	156
	1991	8.53	11.8	72
	1992	5.34	11.0	49
	1993	3.52	10.7	33
	1994	3.89	13.1	30

(tabell 9-1 forts. n. s.)

(tabell 9-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg våtvekt	% fett	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg fett
Krabbesmør, hanner Ringshlm./Frierfjorden	1988	2451	6.0	40850
	1990	2078	13.0	15985
	1991	908	11.9	7630
	1992	1630	12.0	13583
	1993	708	7.8	9077
	1994	1602	10.5	15275
	1995	1612	10.3	15650
	1996	1554	9.1	17077
	1997	1298	15.5	8374
	1999	921	8,1	11370
Bjørkøyb./Breviksfjorden	1990	2405	16.2	14846
	1991	1644	16.2	10147
	1992	750	14.6	5137
	1993	481 ¹⁷⁾	12.7	3787
	1994	564	27.8	2028
	1995	384	13.8	2783
	1996	495	19.2	2578
	1997	465	14.3	3252
	1999	318	10,1	3149
Arøya, Dybingen	1988	253	7.9	3202
	1990	350	19.7	1777
	1991	149 ¹⁵⁾	24.5	608
	1992	236	20.8	1135
	1993	51.9	7.3	711
	1994	48.3	12.3	393
	1995	67.3	14.6	461
	1996	150	19.8	758
	1997	229	14.0	1636
	1999	72,9	11,7	623
Såstein	1988	492	20.4	2411
	1990	216	16.3	1325
	1991	180 ¹⁶⁾	23.8	757
	1992	144	18.0	800
	1993	60.3	12.0	503
	1994	115	11.7	983
	1995	95.8	14.8	647
	1996	121	18.5	654
	1997	292	15.5	1884
	1999	106	20,0	530

(tabell 9-1 forts. n. s.)

(tabell 9-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg våtvekt	% fett	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg fett
Åbyfjorden	1988	221	18.0	1228
	1990	89.3	17.1	522
	1991	70.4	18.3	385
	1992	188	32.2	584
	1993	-	-	-
	1994	87.0	16.4	531
	1995	119	14.0	850
	1996	191	21.6	884
	1997	103	14.7	701
	1999	119	19,8	601
Jomfruland	1988	72.0	6.9	1043
	1990	87.0	26.0	335
	1991	40.1	22.3	180
	1992	59.1	25.1	235
	1993	41.8	13.7	305
	1994	-	-	-
	1995	35.6	16.6	215
	1996	25.6	18.9	135
	1997	39.8	17.5	227
Hele skalinnmaten av krabbe				
<u>Hanner +hunner</u>				
Ringsholmene	1998	307	10,5	2924
Bjørkøybåen	1998	152	13,1	1160
Arøya	1998	28,6	9,6	298
<u>Hanner</u>				
Åbyfjorden	1998	34,1	8,3	410
<u>Hunner</u>				
Åbyfjorden	1998	29,4	9,1	323
Blåskjell				
Crofthlm./Breviksfjorden	1989	203	1.30	15587
	1990	9.3 ¹⁸⁾	1.30	712
	1991	11.2	1.30	859
	1992	13.2	1.70	776
	1993	9.2 ¹⁹⁾	2.37	388
	1994	5.65	1.63	347
	1995	4.85	1.1	441
	1996	4.50	1.6	281
	1997	4.92	1.64	300
	1998	2,90	1,3	223
	1999	3,29	1,7	194

(tabell 9-1 forts. n.s.)

(tabell 9-1- forts.)

Arter/stasjoner	År	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg våtvekt	% fett	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg fett
Helgeroa	1989	83.9	1.78	4713
	1990	20.9 ¹⁸⁾	1.70	1229
	1991	1.75	1.40	125
	1992	1.86	1.35	138
	1993	1.90 ¹⁹⁾	2.24	85
	1994	1.73	2.10	82
	1995	1.62	2.0	81
	1996	1.78	1.4	127
	1997	1.96	2.22	88
	1998	1,00	1,7	59
	1999	1,38	1,5	92
Klokkartangen	1989	47.9	1.31	3652
	1990	12.3 ¹⁸⁾	1.40	879
	1991	3.58	1.60	224
	1993	1.88 ¹⁹⁾	1.75	107
	1997	0.94 ²⁰⁾	1.17	80
Reker Breviksfjorden	1988	20.0	0.7 ²⁰⁾	~ 2857 ²⁰⁾
	1990	13.94	0.73	1910
	1991	11.54	0.7	1649
	1992	8.98	0.49	1833
	1993	6.64 ¹⁹⁾	1.01	658
	1994	6.66	0.35	1903
Håøyfjorden	1991	5.47	0.7	781
	1992	3.99	0.43	928
	1993	5.34 ¹⁹⁾	1.21	441
	1994	2.89	0.54	535

Fotnoter til tabell 9-1 over TE_{PCDF/PCDD} i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarks-kysten (1975 - 76) 1987 - 1997.

- ¹⁾ Gjennomsnitt av 6 prøver (individer) med sterkt varierende innhold (Knutzen og Oehme, 1988): 187 - 20590 ng/kg våtvekt. Fett-% ikke målt. Anslått midlere fettprosent til 40.
- ²⁾ Gjennomsnitt av parallellbestemmelser ved NILU: hhv. 506 ng/kg v.v./38.2% fett og 550 ng/kg v.v./40.2% fett.
- ³⁾ Antatt fett-% 40 (ikke målt).
- ⁴⁾ Gjennomsnitt av 6 fisk med sterkt varierende innhold: 1.5 - 18.9 ng/kg.
- ⁵⁾ Gjennomsnitt av parallellanalyser ved Folkehelsa (2.41 ng/kg, ikke bestemt fett) og NILU (1.91 ng/kg, 0.4% fett).
- ⁶⁾ Hhv. vår og høst 1988. Førstnevnte verdi tvilsomt høy pga. avvikende høy kons. av 234678-HxCDF.
- ⁷⁾ Analysert ved Folkehelsa (~ 3 ganger så høy fettprosent som ved NIVA i parallelle prøver).
- ⁸⁾ Avvikende høyere enn ved NIVA-bestemmelse i parallellprøve: 0.2%.
- ⁹⁾ Antatt fettprosen 1.0 (ikke målt).
- ¹⁰⁾ Usannsynlig høy fettprosent (NIVA 0.6 i parallell prøve).
- ¹¹⁾ Analysert ved Folkehelsa.
- ¹²⁾ Utelatt usannsynlig lav verdi (0.4 ng/kg v.v.). Trolig feilanalyse.

- ¹³⁾ 20.5 ng/kg v.v. i den innenforliggende Gunnekleivfjorden (141 ng/kg fett).
- ¹⁴⁾ Før utslippsreduksjonene 1989 - 90 var fullført.
- ¹⁵⁾ Oktoberverdien av 4 prøver aug. - nov. (100 - 171 ng/kg v.v.).
- ¹⁶⁾ Oktoberverdien av 4 prøver aug. - nov. (84 - 180 ng/kg v.v.).
- ¹⁷⁾ NILU-verdi - ubetydelig forskjellig fra parallellanalyse ved Folkehelsa.
- ¹⁸⁾ Prøven fra Croftholmen er fra des. 1990, dvs. nærmere et halvt år etter siste steg i rensetiltakene 1989 - 90 var iverksatt, mens prøvene fra Helgeroa og Klokkeartangen er fra mars 1990.
- ¹⁹⁾ Analysert ved Folkehelsa.
- ²⁰⁾ Fra 31/8-97, mens prøvene fra de øvrige overvåkingstasjonene er fra 13/4-97.
- ²¹⁾ Antatt fettprosent på 0.7.