Statlig program for forurensningsovervåking
Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2004

Rapport:
TA-nummer: 2125/2005
ISBN-nummer: 82-577-4783-1

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn
Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning

Grenlandsfjordene 2004

Rapport 940/05

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2004

NIVA prosjektnr. O-24117
NIVA løpenr. 5078/2005

Prosjektleder: Torgeir Bakke
Medarbeidere: Anders Ruus
Birger Bjerkeng
Jan Atle Knutsen, HI
Martin Schlabach, NILU

Forord

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

Foreliggende rapport presenterer resultatene fra overvåking av miljøgifter i organismer fra 2004 som er første år av det nye langtidsprogrammet 2004 - 2007. Overvåkingen er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjon Flødevigen (HI).

Hovedansvarlige for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- Innsamling og opparbeiding av vevsprøver for analyse: Jan Atle Knutsen HI
- Analyse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD), non-*ortho* PCB og polyklorerte naftalener (PCN): Martin Schlabach, NILU.
- Tilretteleggelse av analyseresultater i database: Birger Bjerkeng og Merete Schøyen, NIVA
- Databearbeidelse og rapportering: Anders Ruus og Torgeir Bakke, NIVA, og Jan Atle Knutsen, HI.

Prosjektleder har vært Torgeir Bakke, NIVA.

Oslo, 11.10.2005

Torgeir Bakke

Innhold

1. Sammendrag 5

1. Bakgrunn og formål 9

2. Kostholdsråd 11

3. Overvåkingen 2004 13

4. Utslippsforhold 15

5. Metodikk 17
5.1 Feltarbeid 17
5.2 Prøveopparbeidelse 17
5.3 Kjemiske analysemetoder 19
5.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter, statistiske analyser 19

6. Resultater 21
6.1 Fettinnhold 21
6.2 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD) 21
6.2.1 Resultater 2003 21
6.2.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2003 23
6.2.3 Sammenlikning av dioksinprofiler 28
6.3 Toksisitetsekvivalenter for non-*ortho* – polyklorerte bifenyler (PCB) 33
6.3.1 Resultater for 2004 33
6.3.2 Tidsutvikling i non-*ortho* PCB i torskelever 1993 - 2004 34
6.3.3 Tidsutvikling i PCN i torskelever 1995 – 2004 34
6.3.4 Tinnorganiske forbindelser 34

7. Tilstand og utvikling i de enkelte fjordområdene 37
7.1 Ytre område 37
7.2 Breviksfjorden 37
7.3 Eidangerfjorden 38
7.4 Frierfjorden 38

8. Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger 39

9. Litteratur 41

10. Vedleggsregister 43

Sammendrag

Overvåkingen av miljøgifter i organismer fra Grenlandsfjordene i 2004 er gjennomført i henhold til programbeskrivelsen for langtidsprogrammet 2004 – 2007. Målsetningen for programmet er todelt:

- *Å bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid gjennom videreføring av utvalgte historiske dataserier.* Dette er gjort gjennom analyse av torskelever fra Frierfjorden, Brevikfjorden og Såstein, blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Jomfruland og taskekrabbe (krabbesmør) fra Bjørkøybåen og Klokkertangen/Jomfruland.
- *Å kartlegge dioksinforurensningen i viktige kommersielle arter med hovedvekt på de ytre områdene av fjordsystemet.* Dette er gjort gjennom analyse av reker fra Brevikstrømmen/Eidangerfjorden og området Såstein/Mølen, hummer fra Såstein/Jomfruland, makrell fra området Såstein/Mølen og ål, sild og sjøørret fra Breviksfjorden i tillegg til torskelever og krabbe nevnt tidligere.

Innsamling av biologisk materiale for overvåkingen ble gjort i perioden 13 – 19 november 2004. Analysene har omfattet dioksiner (PCDD/PCDF) i alle prøvene, og non-*ortho* PCB, klorerte naftalener og tinnorganiske forbindelser i utvalgte prøver av torskelever.

Av alle prøvene var det bare reker fra Såstein/Mølen som ikke viste overkonsentrasjon av dioksiner i forhold til antatt bakgrunnsnivå. Rekeprøvene fra Såstein har også siden 2002 ligget klart under den kanadiske grenseverdien for konsum. Hummer fra samme sted lå under grense for konsum i 2002 og 2003, men oversteg grenseverdien i 2004. Makrellfilet fra samme sted lå i 2004 på det doble av grenseverdien. Alle filétprøver av fisk fra Breviksfjorden oversteg grenseverdien for konsum. Langtidsprogrammets oppfølgende overvåking hvert annet år bør derfor opprettholdes for disse artene.

Det ha skjedd en jevn reduksjon i dioksiner i torskelever i Frierfjorden fra 1995 til 2004 med en faktor ca 3,5. Dioksinnivåene i torskelever fra Frierfjorden lå likevel fortsatt langt over grenseverdien for konsum. I Breviksfjorden har det vært en gradvis stigning i nivå av både dioksiner, non-*ortho* PCB og PCN i den samme perioden. I kystområdet Såstein - Jomfruland har det vært en gradvis nedgang i dioksinnivå i torskelever i hele perioden siden utslippsreduksjonen i 1990, men nivåene i 2004 lå likevel fortsatt langt over grenseverdien for konsum.

Dioksinprofilen i torskelever har gradvis endret seg over tid mot større dominans av middels klorerte furaner og lavere andel PCDD i alle områdene. Størst profilendring ble påvist mellom 2001 og 2002. Det var en klar geografisk forskyvning i dioksinprofiler fra Frierfjorden til kysten utenfor Grenlandsfjordene, men profilendringene over tid ved Såstein-Jomfruland område samsvarte likevel med det man så i Frierfjorden. Totalbildet er at dioksiner i torskelever reduseres langsomt i tid. En langsom reduksjon er også predikert gjennom modelleringsarbeidet i DIG-prosjektet.

Dioksinnivået i krabbesmør har også vist en gradvis stigning siden ca 1995 i Breviksfjorden. Årlig økning siden 2002 er også funnet i krabbesmør fra Jomfruland, og nivået i 2004 er det høyeste som er målt i dette området siden utslippsreduksjonen i 1990. Både nivået av dioksiner i krabbe fra Jomfruland og økningen i nivå hvert år siden 2002 er bekymringsfull og det er grunn til å følge med utviklingen.

Blåskjell har, i motsetning til torsk og krabbe, vist et klart fall i dioksiner fra 1992 til 2004 i Breviksfjorden. Det samme er inntrykket fra blåskjell ved Helgeroa og Klokkartangen fram til og med 2003, mens resultatene fra 2004 svekker dette inntrykket. For første gang siden 1990 var dioksinnivået i skjell fra Helgeroa høyere enn fra Breviksfjorden. Dioksinprofilene i blåskjell har endret seg på samme måte over tid i Breviksfjorden, Helgeroa og Klokkartangen og mønsteret er som forventet etter at Hydros utslipp gradvis er eliminert.

Vi kan ikke forklare grunnen til at både blåskjell, krabbe og hummer i området Helgeroa - Jomfruland viste en økning i dioksinnivå i 2004 i forhold til tidligere år, men siden dette er vist i tre ulike og helt/delvis stasjonære arter er det neppe snakk om tilfeldigheter. Blåskjell og krabbe dekkes årlig i de kommende år av langtidsprogrammet, mens hummer kun vil bli analysert i 2006. Inntil videre velger vi å anse dette som tilstrekkelig for å følge med utviklingen, men dersom overvåkingen i 2005 bekrefter økningen, bør man vurdere en større innsats i dette område.

Det var en klar nedgang av tributyltinn (TBT) i torskelever fra Frierfjorden i 2004 i forhold til 1999 og 2001. Nivået er nå det samme som i Breviksfjorden. Vi ser ikke grunn til å utvide overvåkingen av TBT, bortsett fra at man bør vurdere å gjenta analysen for eksempel i 2006.

Samlet inntrykk av overvåkingen i 2004 er at den har dekket formålet i langstidsprogrammet, og at det med unntak av de endringer i prioritering som er antydet ovenfor mht dioksiner i kystområdet ved munningen av fjordsystemet ikke er behov for å modifisere programmet for 2005 ut over det som tidligere er avtalt med SFT og de lokale bedriftene.

Summary

Title: Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2004
Year: 2005
Authors: Torgeir Bakke, Anders Ruus, Birger Bjerkeng, Jan Atle Knutsen, Martin Schlabach,
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4783-1

The monitoring of contaminants in organisms from the Grenland fjord system for 2004 has been done according to the long term program 2004 – 2007. The objectives of the program are:

- *To evaluate the development in dioxin contamination in fish and shellfish over time by continuation of selected historical time series of data.* This is done through analysis of cod liver from Frierfjorden, Brevikfjorden and Såstein, blue mussel soft tissue from Croftholmen, Helgeroa and Jomfruland, and edible crab (*Cancer pagurus*) hepatopancreas from Bjørkøybåen and Klokkertangen/Jomfruland.
- *To assess the dioxin contamination in important commercial species with focus on the outer region of the fjord system.* This is done through analysis of shrimp (*Pandalus borealis*) tail meat from Brevikstrømmen/Eidangerfjorden and the Såstein/Mølen area, lobster (*Homarus vulgaris*) tail meat from the Såstein/Jomfruland area, mackerel filet from the Såstein/Mølen area, eel, herring and sea trout filet from Breviksfjorden, in addition to the analysis of edible crab and cod liver listed above.

Sampling was done during 13-19 November. The analytical program comprised dioxins (PCDD/PCDF) in all samples, as well as non-*ortho* PCB, polychlorinated naphtalenes (PCN), and organotin compounds in selected samples of cod liver.

Shrimps from Såstein/Mølen were the only species with dioxin levels (expressed as TE or Toxicity Equivalents) not exceeding assumed background level. Shrimp from that location has also been below an agreed Canadian limit for safe consumption since 2002. Concentrations in lobster from the same site were safe for consumption in 2002 and 2003, but exceeded the limit in 2004, as did mackerel fillet in 2004. All fish fillet samples from Breviksfjorden exceeded the limit for consumption. Analysis of these species should therefore be continued every second year as proposed in the long term programme.

There has been a gradual reduction in TE-levels in cod liver from Frierfjorden by a factor of 3.5 between 1995 and 2004 but the levels were still far above the limit for consumption. In Breviksfjorden a gradual increase in cod liver dioxins, non-*ortho* PCBs, and PCN was seen during the same period. In the coastal region Såstein – Jomfruland a gradual decrease in cod liver dioxins has occurred since the large discharge reduction in 1990, but the levels were still far above the limit for consumption.

The dioxin profile in cod liver has gradually changed towards stronger dominance by furans with medium chlorination and less dominance by PCDD. The greatest profile change occurred between 2001 and 2002. A distinct shift in dioxin profiles was seen from Frierfjorden to the coastal region outside Grenland. Still the profile change over time in the Såstein - Jomfruland region corresponded to that in Frierfjorden. The total pattern is that dioxins in cod liver change slowly with time. A slow decrease is also predicted through the modelling work performed in the DIG-project.

In Breviksfjorden the dioxin levels in crab hepatopancreas have also gradually increased since 1995. The same is seen in crabs from Jomfruland since 2002, and the 2004 level is the highest measured since the 1990 discharge reduction. Levels of dioxins as well as the increase in time should be causes for concern, and the future development should be monitored.

Contrary to cod and crabs the blue mussels from Breviksfjorden showed a clear reduction in dioxins from 1992 to 2004. Same trend was seen in mussels from Helgeroa and Klokkartangen until 2003, but the 2004 results oppose the trend. For the first time since 1990 were the mussel dioxin levels at Helgeroa higher than in Breviksfjorden. The dioxin profiles have changed in a similar pattern in Breviksfjorden, Helgeroa and Klokkartangen over time and this pattern is as one might expected after the gradual elimination of the Hydro discharges.

There is no clear explanation why blue mussels, crabs, and lobster from the Helgeroa-Jomfruland region all showed a dioxin increase in 2004 compared to earlier years. Since this trend was found in three different species we consider it to be reliable. Analyses of mussels and crabs will be done annually in the long term programme, lobster analysis only in 2006. At present we consider this to be sufficient to keep track of the development, but if the trend is confirmed in 2005, one should consider an increase in the analytical effort in this region.

There was a clear reduction in tributyltin levels in cod liver from Frierfjorden from 1999/2001 to 2004, and the level there is now the same as in Breviksfjorden. There is no reason to increase the monitoring of TBT, but a repetition of the analyses should be considered e.g. in 2006.

The overall impression from the monitoring in 2004 is that the programme has fulfilled the objectives of the long term programme. Except for the changes suggested above for analysis of dioxins in the coastal region just outside the fjord system, there should be no need for other amendments in the programme for 2005 than those already agreed upon by the partners.

1. Bakgrunn og formål

Overvåking av Grenlandsfjordene har pågått siden tidlig på 1970-tallet og har i hovedsak vært rettet mot tilstandsvurdering av fjordområdene og miljøgifter i fisk og skalldyr. Store utslippsreduksjoner fra industrien ga markert nedgang i miljøgiftinnholdet i fisk- og skalldyr rundt 1990, men til tross for dette er miljøgiftinnholdet i sjømat fortsatt for høyt til at man har kunnet oppheve kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner. Dette gjelder særlig dioksiner.

Et nytt flerårig program for overvåking av miljøgifter i organismer skal gjennomføres i perioden 2004 – 2007. Programmet er i stor grad en videreføring av tidligere målsetning og virksomhet. Grunnstammen i overvåkingsprogrammet skal være undersøkelser som gir:

- Grunnlag for å vurdere kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner.
- Utvikling av miljøtilstand med hensyn til miljøgifter i organismer.

Overvåkingsresultatene skal gi myndighetene grunnlag for å gi kostholdsråd med hensyn til de viktigste fisk- og skalldyrarter. Rammebetingelsene for programmet krever at man prioriterer de arter som har størst betydning for folks kosthold og fangst, og de forurensningsparametre som er av størst betydning for kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner. Programmet legger hovedvekt på de ytre fjordområder, da det er her det først kan forventes forbedringer som kan gi grunnlag for endringer av kostholdsråd.

For å ivareta og vurdere hvordan situasjonen har utviklet seg i fjordområdet som helhet, vil programmet også videreføre de lange tidsseriene som er etablert for klororganiske miljøgifter i utvalgte arter fra stasjoner andre steder i fjordområdet.

2. Kostholdsråd

Følgende kostholdsråd er gitt av Mattilsynet (2002; da Statens næringsmiddeltilsyn, SNT): ”Konsum av all fisk og skalldyr fanget i Frierfjorden og Vollsfjorden ut til Brevikbroen frarådes. Videre frarådes konsum av sjø-ørret fanget i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller i Frierfjorden. Konsum av ål, sild, makrell, krabbe og lever fra fisk fanget mellom Brevikbroen og en ytre avgrensning gitt av en rett linje fra Mølen (nord for Nevlunghavn), til Såsteins søndre odde og videre via Mejulen, Kråka og Kårsholmen til fastlandet frarådes”.

I tillegg er det også omsetningsforbud for fisk og skalldyr fanget innenfor Brevikbroen (inklusive sjø-ørret fra alle vassdrag som munner ut i Frierfjorden), videre for krabbe fra området innenfor linjen Mølen - søndre Såstein - fastlandet, og 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 rund).

3. Overvåkingen 2004

Overvåkingen i 2004 har fulgt programforslag for langtidsprogrammet 2004 – 2007 utarbeidet av NIVA og HI i tilbud av 10. mars 2004. Målsetningen for programmet var todelt:

- å bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid gjennom videreføring av utvalgte historiske dataserier,
- å kartlegge dioksinforurensningen i viktige kommersielle arter med hovedvekt på de ytre områdene av fjordsystemet.

På grunnlag av en statistisk tidstrend-analyse av data for dioksinnivåer i organismer fra Grenlandsområdet (Bjerkeng og Ruus, 2002) er følgende tidsserier fortsatt i 2004:

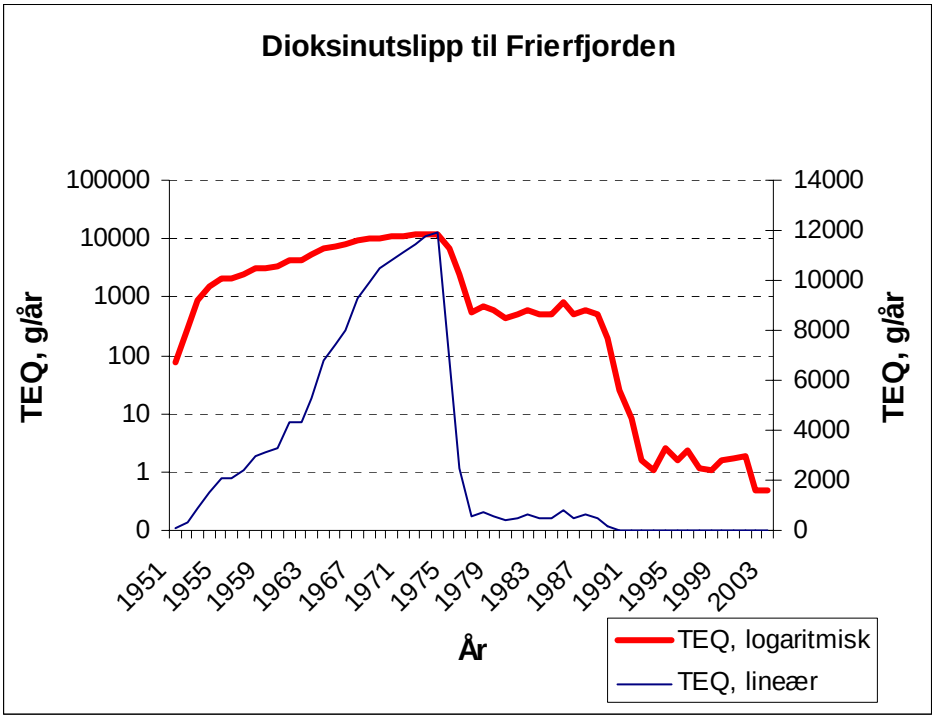
- Analyse av blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Jomfruland.
- Analyse av taskekrabbe fra Bjørkøybåen og Klokkertangen/Jomfruland.
- Analyse av torskelever fra Frierfjorden, Brevikfjorden og Såstein.

Behov for styrking av kunnskapen om dioksinbelastning i kommersielle arter i midtre-ytre området er i 2004 dekket av følgende undersøkelser i tillegg til krabbe og torskelever:

- Analyse av reker fra Brevikstrømmen/Eidangerfjorden og området Såstein/Mølen.
- Analyse av hummer fra området Såstein/Jomfruland.
- Analyse av makrell fra området Såstein/Mølen.
- Analyse av ål fra Breviksfjorden.
- Analyse av sild fra Breviksfjorden.
- Analyse av sjøørret fra Breviksfjorden.

4. Utslippsforhold

Kilder til dioksiner er i hovedsak en forbrenningsprosess hvor karbon, klor og eventuelt en katalysator er til stede. Produksjon av metalliske magnesiumforbindelser fører med seg en slik prosess. I 1951 startet Norsk Hydro produksjon av magnesium på Herøya. I denne prosessen ble dioksiner og også andre klororganiske forbindelser dannet som biprodukt ved klorering av magnesiumoksyd for å gi vannfri magnesiumklorid. Dette førte til betydelige utslipp til Frierfjorden (Figur 1). Utslippene førte til høye dioksinkonsentrasjoner i økosystemet i Grenlandsfjordene, og problemene kom for alvor fram i dagen i 1986 da målinger viste høyt dioksininnhold i torsk og krabbe. Allerede i 1987 ble det innført restriksjoner på omsetning og bruk av sjømat fra fjordområdet.



Figur 1. Utslipp av dioksiner beregnet som 2,3,7,8-TCDD-toksisitetsekvivalenter til Frierfjorden fra magnesiumfabrikken på Herøya. Tall fra før 1987 er estimert ut fra relasjon til verdier av andre klorerte hydrokarboner. Kilde: Trond Gulbrandsen, Norsk Hydro Forskningssenteret. Dataene er presentert både i en logaritmisk og lineær skala. Den lineære skalaen viser tydeligere den store utslippsreduksjonen rundt 1980. Figuren er hentet fra sluttrapporten for DIG-prosjektet (Næs et al 2004).

Norsk Hydro gjennomførte store rensetiltak på midten av 70 tallet og slutten av 80-tallet, og det fremgår av Figur 1 at utslippene har gått sterkt ned som følge av disse. Bare i perioden 1989 til 1992 ble den direkte belastningen med klororganiske forbindelser redusert med over 99 %. Ved nedleggelsen av Hydros magnesiumfabrikk på Herøya opphørte direkteutslippene av dioksiner (PCDF/D) omkring februar 2002.

5. Metodikk

5.1 Feltarbeid

Innsamling av materiale (Tabell 1) ble foretatt på tokt med FF "G.M. Dannevig" i perioden 13 – 19 november 2004. Figur 2 viser kart over innsamlingsområdet med stedsangivelser for innsamlingene.

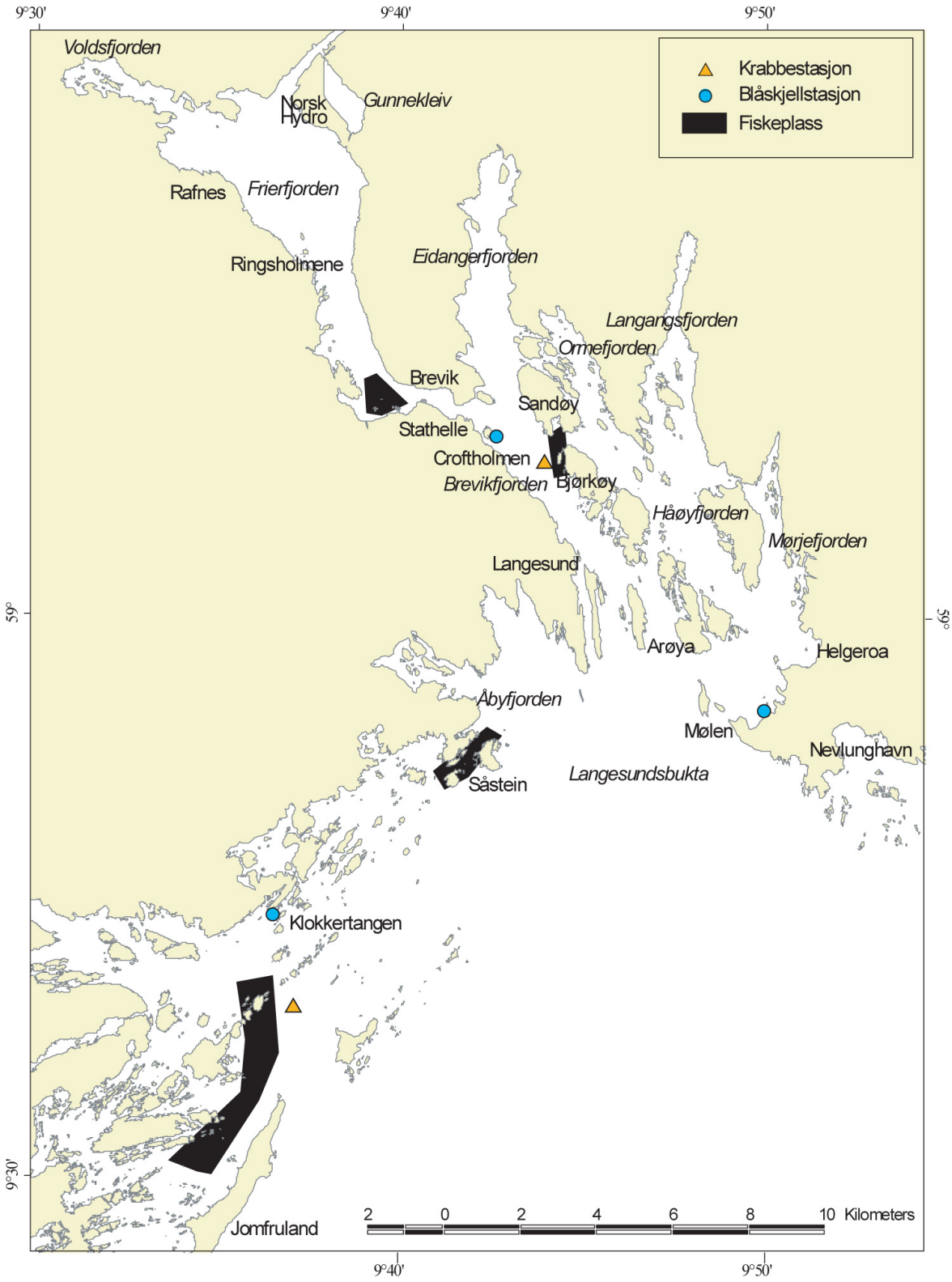
Tabell 1. Oversikt over innsamlet materiale

Art	Vev	Kropps-størrelse cm	Stasjon	Antall individer	Kommentar
Torsk	Lever	32-72	Frierfjord	3x20	3 paralleller
		31-53	Breviksfjorden	20	
		36-73	Såstein	20	
		17-69	Klokkertangen/-Jomfruland	20	
Blåskjell	Innmat	5-7	Croftholmen	50	
		6-8	Helgeroa	50	
		5-9	Klokkertangen	50	
Krabber	Skall-innmat	14-17	Bjørkøy	10	Hanner
		11-17	Klokkertangen/-Jomfruland	20	Hanner
Reker	Halekjøtt	1,6-2,0	Eidangerfjord	75	
		1,6-2,2	Såstein/Mølen	75	
Hummer	Klo- og halekjøtt	22-35	Såstein/Jomfruland	4	
Ål	Filet	31-78	Breviksfjord	18	
Sild	Filet	2-31	Breviksfjord	20	
Sjø-ørret	Filet	23-48	Breviksfjord	20	
Makrell	Filet	28-35	Såstein/Mølen	20	

Redskap:
Torsk ble innsamlet med trollgarn og ruser, krabber og hummer med teiner, sild og ørret med flytegarn, blåskjell med egnet rive, reker fikk vi fra Langesund fiskemottak. For nærmere beskrivelse av redskapstyper se overvåkningsrapport 2002 (Bakke et al 2003). Alle planlagte prøver ble innhentet på toktet.

5.2 Prøveopparbeidelse

Prøveopparbeidelse foregikk i hovedsak på ferskt materiale på toktet. Opparbeidede prøver ble oppbevart frosne på pre-brente glass før analyse.



Figur 2 Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stedsangivelser for stasjoner/områder for innsamling. Symboler og skravering angir prøvestasjoner fra programmet i 2003.

5.3 Kjemiske analysemetoder

PCDF/PCDD og non-*ortho* PCB er analysert etter metodikk beskrevet hos Schlabach et al (1993), Oehme et al (1994) og Schlabach et al (1995).

5.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter, statistiske analyser

Flere halogenerte hydrokarboner gir giftighet gjennom den samme mekanismen (f.eks. PCBer og dioxiner). Det er derfor utviklet såkalte toksiske ekvivalens-faktorer (TEF) som et verktøy i risikovurdering. Disse faktorene angir størrelsesorden-estimater på giftighet av forbindelser, i forhold til 2,3,7,8-tetraklordibenzo-*p*-dioksin (TCDD), som er den mest giftige/potente av dioksinene og er tildelt TEF-verdien 1. TEF-verdier i kombinasjon med konsentrasjoner av aktuelle forbindelser kan brukes til å kalkulere toksiske ekvivalens-konsentrasjoner TE i prøver i miljøet:

$$TE_{PCDF/PCDD} = \Sigma_{n1}[PCDD_i \times TEF_i] + \Sigma_{n2}[PCDF_i \times TEF_i] \ .$$

Her presenteres dataene som TE fra PCDF- og PCDD-data ($TE_{PCDF/PCDD}$) og fra n.-o.PCB-data ($TE_{n.-o.\ PCB}$) på bakgrunn av de seneste TEF-verdier (for menneske/pattedyr) tatt i bruk av WHO (Van den Berg et al. 1998). På grunn av endringen i beregningsgrunnlaget (TE-verdi) (1998) for enkelte forbindelser, sammenlignet med den tidligere benyttede nordiske TE-modellen (Ahlborg, 1989), er enkelte verdier fra og med 2000 noe forandret fra det som er presentert i tidligere overvåkingsrapporter. Beregningen av TE for PCN er etter de indikerte TEF-verdiene på 0,002 for 1,2,3,5,6,7-HxCN og 0,003 for 1,2,3,4,5,6,7-HpCN fra Hanberg et al. (1990).

Multivariat prinsipalkomponentanalyse (PCA) er brukt for å analysere likheter og forskjeller i komponentsammensetning av dioksinforbindelsene (dioksiner og furaner) i ulike utvalg av prøver. Analysene er gjort ved hjelp av programmet Statgraphics Plus 3.1. Forenklet kan en si at analysen sammenlikner alle prøvene og orienterer prøver og variable (dioksinforbindelser) etter likhet i et aksesystem. Prinsipalkomponent-akse 1 (PCA1) indikerer den mest fremtredende trenden, mens akse 2 (PCA2), akse 3, osv. representerer uavhengige sekundære og tertiære trender med avtagende viktighet. I analysene er det benyttet relativ konsentrasjon av de ulike homolog-gruppene av dioksiner og furaner (sum av konsentrasjoner av hver forbindelse i en homolog-gruppe (f.eks. sumHxCDD) som prosent av sumPCDD/PCDF).

6. Resultater

6.1 Fettinnhold

Fettinnholdet i de ulike vevstypene er vist i Tabell 2. Det var bare små endringer fra 2003. Rådata er gitt i Vedlegg 2.

Tabell 2 *Prosent ekstraherbart fettinnhold i vevsprøvene fra 2002 – 2004. For torsk fra 2002 og 2003 angies spennvidde i fettinnhold (antall prøver i parentes).*

Arter/prøvesteder	2004	2003	2002
Torskelever			
Frierfjorden I	16,3		
Frierfjorden II	11,0	12,3 – 16,6 (3)	17,4 (1)
Frierfjorden III	12,8		
Breviksfjorden	40,0	39,0 (1)	16,9 (1)
Såstein	48,4	47,6 (1)	52,4 (1)
Jomfruland	45,2	37,8 – 48,6 (3)	47,1 - 52,2 (2)
Krabbesmør (hanner)			
Bjørkøybåen 1)	8,4	12,1	13,7
Klokkertangen/Jomfruland 1)	13,1	12,5	5,4
Blåskjell			
Croftholmen	1,1	1,3	1,0
Helgeroa	1,4	0,6	0,8
Klokkertangen	1,0	0,9	1,0
Sild			
Breviksfjord	7,4	9,0 (Eidanger)	4,2
Sjø-ørret			
Breviksfjord	1,3	1,5 (Eidanger)	1,2
Ål			
Breviksfjord	14,6	11,4 (Eidanger)	15,1
Makrell			
Såstein/Mølen	13,3	13,2 (Eidanger)	-
Reker			
Eidanger	0,6	0,6	-
Såstein/Mølen	0,6	0,6	0,7
Hummer			
Såstein/Jomfruland	0,5	0,5	0,4

1) For 2002 og 2003 var det ikke rene prøver av hanner cf Tabell 5.

6.2 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD)

6.2.1 Resultater 2003

Hovedresultatene fra analysene av de klorerte miljøgifter uttrykt som toksistetsekvivalenter, TE, er gitt i Tabell 3. Rådata er gitt i Vedlegg 2. Det var bare reker fra Såstein/Mølen som ikke viste overkonsentrasjon av dioksiner i forhold til antatt bakgrunnsnivå. Dette tilsvarer stort sett overkonsentrasjonsforholdene i 2003. For krabbe fra Bjørkøybåen, sjø-ørret fra Breviksfjorden, blåskjell fra Helgeroa og hummer fra Såstein/Jomfruland var overkonsentrasjonen blitt høyere siden 2003.

Tabell 3. Toksisitetsekvivalenter (ng TE/kg våtvekt) fra PCDF/PCDD (med overkonsentrasjon i forhold til antatt bakgrunn i parentes), non-ortho PCB og polyklorerte naftalener PCN (bare målt i fire prøver) i vevsprøvene fra 2004.

Arter/prøvesteder	$TE_{PCDF/D}$	$TE_{n.-o.\ PCB}$	TE_{PCN}
Torskelever			
Frierfjorden I	430 (43)	122	38,3
Frierfjorden II	286 (29)	81,6	69,0
Frierfjorden III	301 (30)	94,8	52,5
Breviksfjorden	228 (23)	47,1	62,0
Såstein	50,1 (5)	29,2	
Jomfruland	44,6 (4)	25,4	
Krabbesmør (hanner)			
Bjørkøybåen	409 (41)	14,7	
Klokkertangen/Jomfruland	60,2 (6)	5,45	
Blåskjell			
Croftholmen	1,37 (7)	0,13	
Helgeroa	2,29 (11)	0,32	
Klokkertangen	0,88 (4)	0,14	
Sild			
Breviksfjord	3,66 (2)	1,03	
Sjø-ørret			
Breviksfjord	2,91 (6)	0,49	
Ål			
Breviksfjord	16,5 (8)	2,29	
Makrell			
Såstein/Mølen	1,47 (3)	0,82	
Reker			
Eidanger	11,0 (31)	0,27	
Såstein/Mølen	0,18 (0,5)	0,04	
Hummer			
Såstein/Jomfruland	1,37 (4)	0,15	

Som tidligere år kom det største bidraget til total sumTE (bare summert for dioksiner og n.-o.PCB) fra dioksiner: 63 – 98 %,. Forholdet mellom $sumTE_{PCDF/D}$ og $sumTE_{n.-o.PCB}$ varierte avhengig av både organismer og lokalitet (Tabell 4), men viste rimelig godt samsvar fra år til år for samme organisme.

Tabell 4. Forholdet mellom sumTE$_{PCDF/D}$ og sumTE$_{n.-o.PCB}$ i fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene 2000 – 2003. Utvalget dekker alle prøver der det er samsvar mellom to av årene mht prøvetype og lokalitet. For torsk fra Frierfjorden (2002 og 2003) og Jomfruland (2003) er gjennomsnittet av 3 parallelle prøver oppgitt.

Torskelever	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**
Frierfjorden	1,54	4,59	5,30	4,75	3,40
Breviksfjorden	2,20	2,51	2,77	5,16	4,84
Såstein	1,30	1,49	1,96	1,71	1,72
Jomfruland			1,69	1,79	1,76
Krabbesmør					
Bjørkøybåen	23,47	23,04	23,27	23,68	27,82
Jomfruland			2,94	11,09	11,05
Blåskjell					
Crofthlm.	11,36	8,25	12,65	16,41	10,54
Helgeroa	4,70	6,81	5,67	9,90	7,16
Klokkertangen	3,74		2,87	4,36	6,29

6.2.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2003

Dataene i dette kapittelet er primært presentert på våtvekt, men for arter hvor statistiske analyser har vist at fettinnhold er med på å forklare vesentlig varians i materialet (se Bjerkeng og Ruus, 2002), er TE-konsentrasjonene uttrykt på fettvektsbasis. Antallet individer som inngår i hver blandprøve på hver lokalitet fremgår av Tabell 1. For torsk fra Frierfjorden i 2003 er median TE-konsentrasjon (av 3 replikate blandprøveanalyser) presentert.

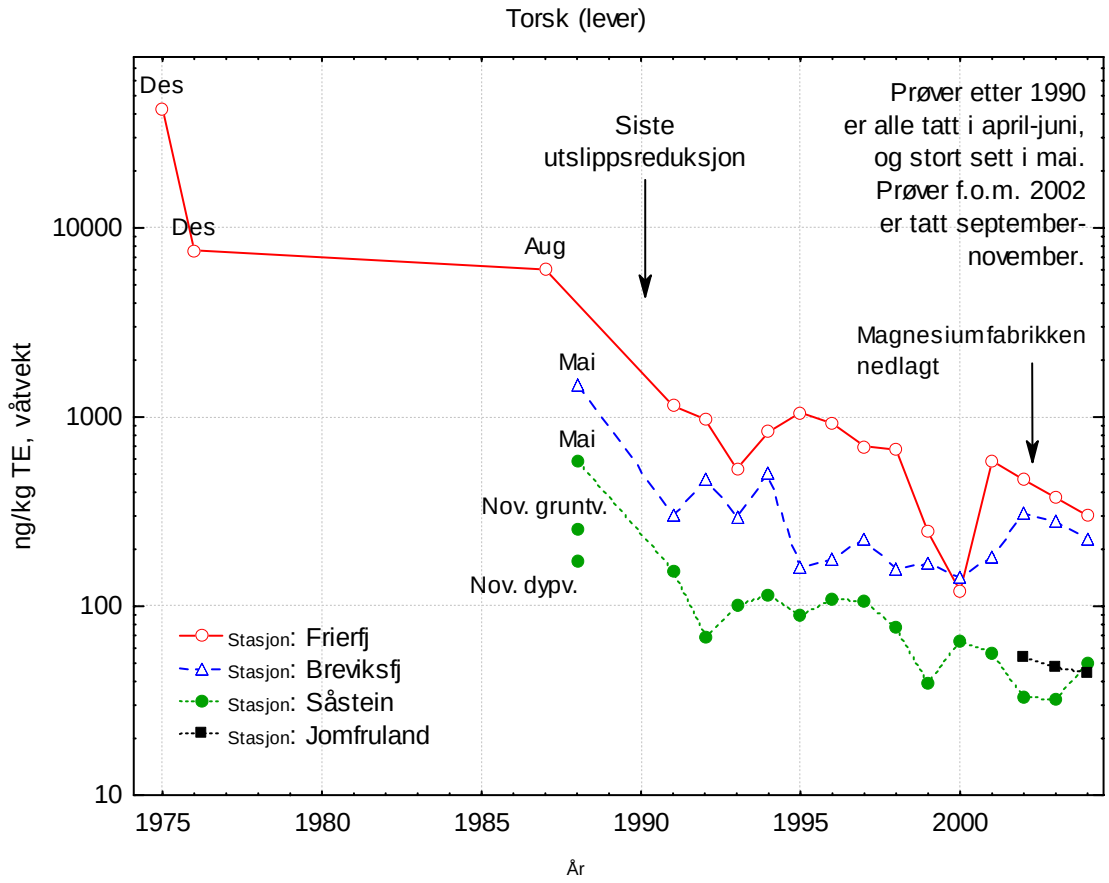
Torsk

Som det også er antydet tidligere (Knutzen et al. 2001) er torsk (fra Frierfjorden) den eneste arten der det er før/etter registreringer i forbindelse med rensetiltakene ved Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk i 1975, og en kraftig reduksjon i dioksinnivåene kan ses av Figur 3. De målte dioksinnivåene (gitt som TE) i torskelever fra Frierfjorden ble dessuten redusert med en faktor 5 fra før utslippsreduksjonen i 1990, til rett etter (Figur 3). Statistiske analyser angir en midlere reduksjon i TE-nivåene over de tre stasjonene (Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein) med en faktor 3 fra før utslippsreduksjonen i 1990, til rett etter (Bjerkeng og Ruus, 2002), og ga ga ingen grunn til å anta at relativ reduksjon har vært forskjellig på de tre stasjonene (Bjerkeng og Ruus, 2002).

Figur 3 viser også at dioksinnivåene ser ut til å ha blitt redusert videre frem mot 2004. Videre tydeliggjør nivåene fra 2001 til 2004 fra Frierfjorden at nivåene i 1999 og 2000 var avvikende lave. Dersom en ser bort ifra 1999- og 2000-verdiene, synes det å ha vært en jevn nedgang med en faktor 3,5 fra 1995 til 2004 (Figur 3; en lineær regresjon vil i så fall være signifikant, p=0,0001, med god forklaringsprosent, R^2=0,93, TE ikke uttrykt logaritmisk). Merk at verdiene fra 2003 og 2004 i Frierfjorden hver er er median av 3 replikate blandprøver. Det var noe mer variasjon mellom prøvene i 2004, sammenliknet med i 2003 (hhv. spenn 286-430 ng/kg TE og 360 – 380 ng/kg TE, begge våtvekt).

I Breviksfjorden og ved Såstein ser det ut til å ha vært omtrent samme nedgang som i Frierfjorden rundt 1990, men det er usikkert om dioksin-reduksjonen etter 1990 har vært like rask som i Frierfjorden (Bjerkeng og Ruus, 2002). Sammenlignet med 2001, har dioksinnivåene i torskelever 2002-2004 sunket noe både i Frierfjorden og ved Såstein. Ved Såstein er imidlertid 2004-verdien ikke veldig mye lavere enn 2001-verdien, og høyere enn verdiene i 2002 og 2003. I Breviksfjorden ser det ut til at dioksinnivået i torskelever har steget noe siden 2001, nærmere bestemt med en faktor ~1,5 til 2002. Deretter har det sunket litt mot 2004. 2004-konsentrasjonen føyer seg inn i rekken av konsentrasjoner som peker i retning av en utflating (ingen reduksjon) i TE-nivåene i torsk fra Breviksfjorden i tidsrommet etter 1995.

Fra og med 2002 har torsk vært samlet årlig ved Jomfruland, innenfor Statlig program for forurensningsovervåking i Grenlandsfjordene. Konsentrasjonene ($TE_{PCDF/PCDD}$) herfra er også presentert i Figur 3. Dataene herfra føyer seg pent inn blant konsentrajonene i fisk fra Såstein (Figur 3).

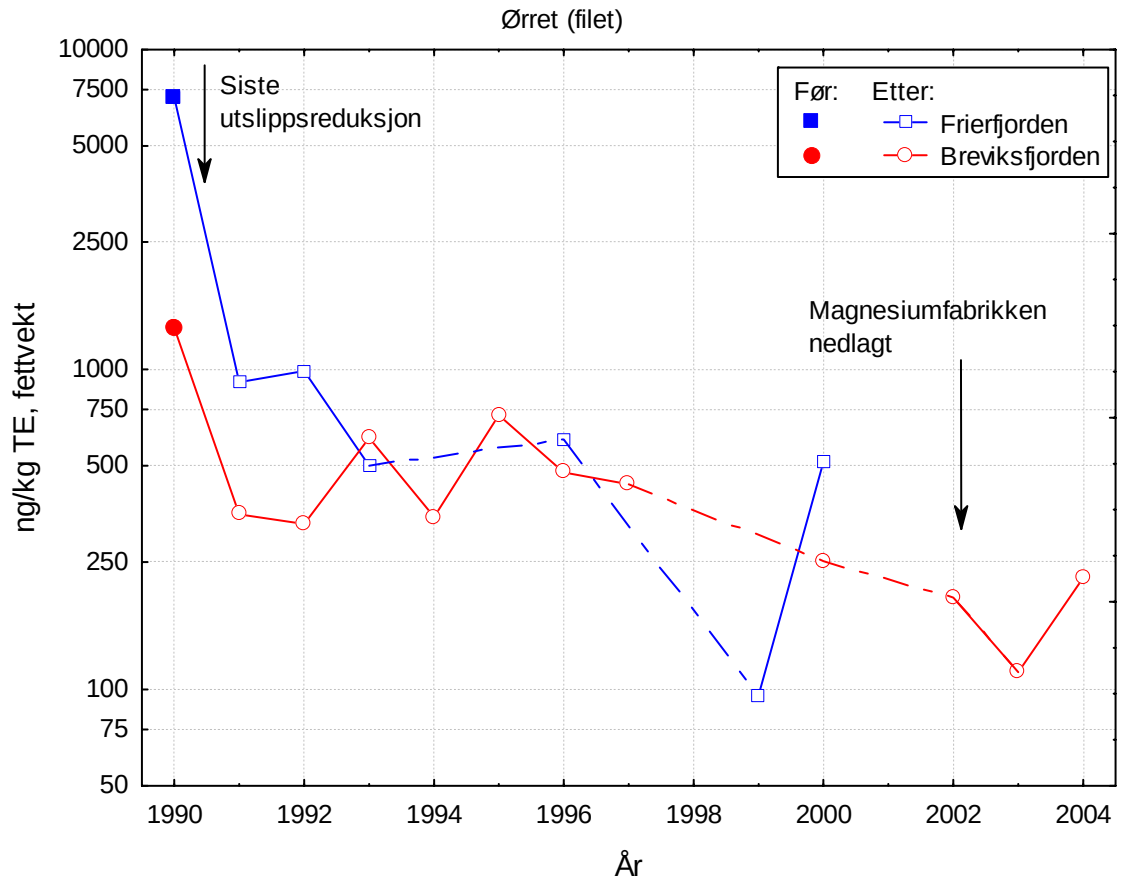


Figur 3. Konsentrasjoner av dioksin i torskelever fra Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på våtvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998). 2003- og 2004-verdiene fra Frierfjorden, samt 2003-verdien fra Jomfruland er median av 3 replikate blandprøver. 2002-verdien fra Jomfruland er snitt av 2 replikater.

Ørret

For ørretfilet har en normalisering av dioksin-nivåene til fettvektsbasis vist seg å gi mer stabile verdier enn på våtvektsbasis (Bjerkeng og Ruus, 2002). Fettnormaliserte

konsentrasjoner fra mai 1990 (rett før utslippsreduksjonen) ligger høyere enn alle senere verdier fra samme stasjon (Figur 4; se også Bjerkeng og Ruus, 2002). Etter den umiddelbare nedgangen etter utslippsreduksjonen og frem til 2000 har det vært vanskelig se noen statistisk holdbar nedgang i dioksinkonsentrasjonen i ørret (Bjerkeng og Ruus, 2002; Bakke et al. 2003). 2002- og 2003-nivåene fra Breviksfjorden representerte imidlertid de laveste nivåene som er målt i dette området (2003-verdien representerer forøvrig ca 40 % reduksjon fra 2002). 2004-konsentrajonen er høyere enn både 2003- og 2002-konsentrajonen, men noe lavere enn konsentrasjonen i 2000. Resultatene viser derfor ikke noen nedgang i tidsrommet 2000 - 2004.



Figur 4. Konsentrasjoner av dioksin i ørret (filet) fra Frierfjorden og Breviksfjorden, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på fettvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (ingen data fra Frierfjorden etter 2000). Linjene mellom målepunktene er stiplet der hvor det er diskontinuitet i tidsserien (dvs mer enn ett år mellom målepunkter).

Krabbesmør (hannkrabbe)

Konsentrasjonene i krabbesmør (hepatopancreas) oppgis også på fettvektsbasis for å redusere variabilitet som skyldes fettinnhold (Bjerkeng og Ruus, 2002). I følge Bjerkeng og Ruus (2002) lå dioksinkonsentrasjonene i hannkrabbe før utslippsreduksjonen (altså verdiene fra 1988) gjennomgående 3-4 ganger høyere enn konsentrasjonene fra 1990 og utover. Videre antydes en parallell reduksjon på enkelte av stasjonene (Figur 5).

Både i 2002 og 2003 har det bare vært mulig å fange hunnkrabber ved Bjørkøybåen (noen få enkeltindivider hanner i 2003; Tabell 5). Fra Jomfruland foreligger prøven fra 2003 som en

blanding (1:1) av hanner og hunner (Tabell 5). Disse verdiene er ikke inkludert i Figur 5, da langtidsserien består kun av analyserte hannkrabber. I 2004 var det imidlertid mulig å få hanner (dog kun 10 stykker fra Bjørkøybåen, mot normalt 20 i blandprøvene). Verdier fra 2004 er derfor inkludert i Figur 5.

I overvåkingsrapporten for 1997 (Knutzen et al 1999a) ble det bemerket at også i 1997 var det vanskelig å få det ønskede antall hannkrabber (20) på flere av lokalitetene. Årsaken til underrepresentasjonen av hanner er ikke kjent. Imidlertid har en sammenligning av dioksininnholdet i hann- og hunnkrabber vist at kjønnene akkumulerer praktisk talt like høye konsentrasjoner i den samlede skallinnmaten (Knutzen et al. 1996). Det ble derfor fra 1998 vurdert å gå over til kjønnsuavhengige prøver som analyseres på hele skallinnmaten, istedenfor å analysere på dioksininnholdet i krabbesmør (Knutzen et al. 1999a), men dette ble ikke fulgt opp. Innenfor det nye langtidsprogrammet (2004-2007) vil vi fortsatt satse på å få prøver av hannkrabber, slik at langtidsserien (Figur 5) fortsettes.

Tabell 5. Dioksinkonsentrasjoner (ng/kg, angitt på fettvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ i krabbe fra hhv. Bjørkøybåen og Jomfruland 2001-2003. Fotnoter angir kjønnssammensetning i prøvene.

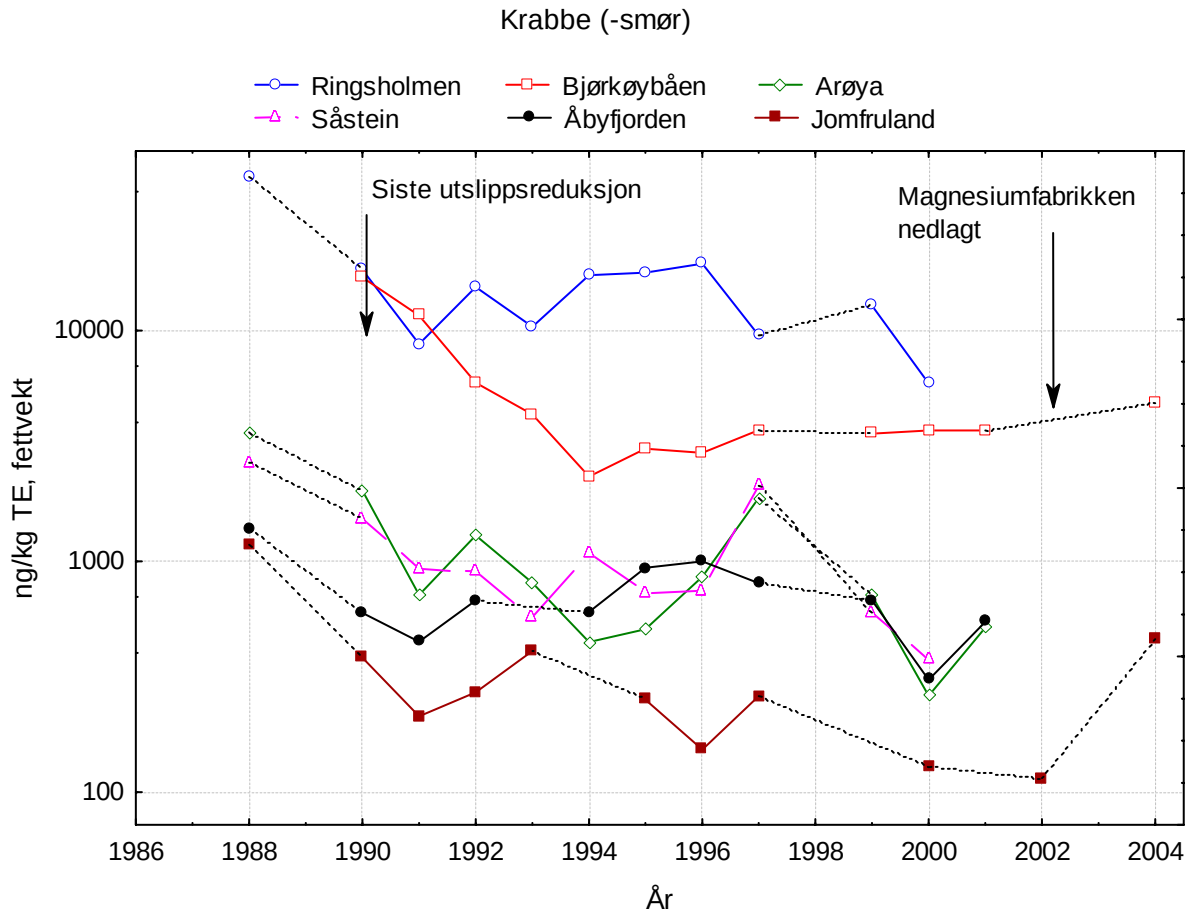
År	Bjørkøybåen	Jomfruland
2001	3690 [1)]	-
2002	1768 [2)]	115 [1)]
2003	1178 [3)*]	358 [3)]

[1.)] Hanner (♂♂)
[2.)] Hunner (♀♀)
[3.)] Blanding (♂♂/♀♀)
* Overvekt hunner (♀♀)

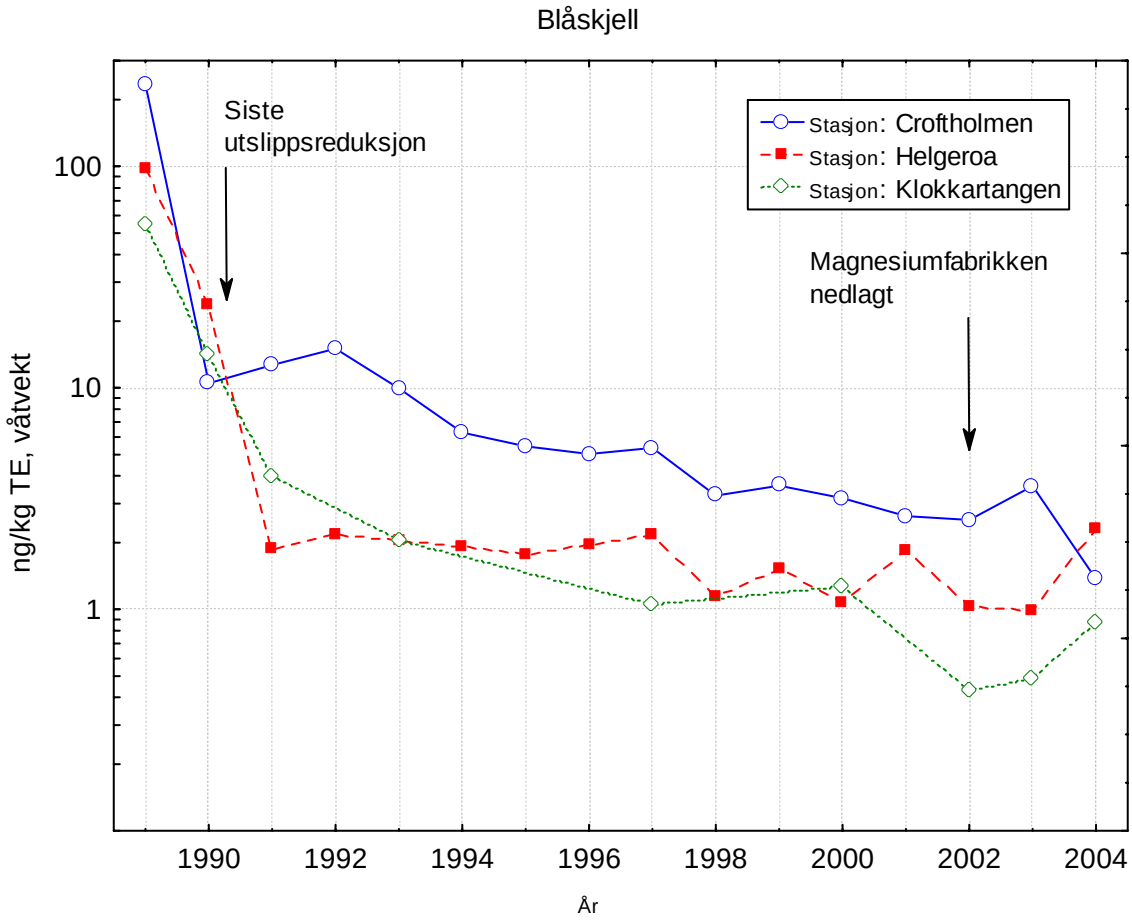
Tabell 5 viser noe som ser ut som en vesentlig reduksjon i dioksininnholdet i krabbe ved Bjørkøybåen (68% reduksjon) fra 2001 til 2003, og 2003-verdien er den laveste som er registrert i dette området (se også Figur 5). Konsentrajonen i 2004 var imidlertid høyere enn alle konsentrasjoner i rene hannkrabbe-prøver fra Bjørkøybåen etter 1992 (Figur 5). Man kan derfor ikke se noen reduksjon i dioksininnholdet i krabber fra dette området etter 1993. Konsentrasjonen i krabbe fra Jomfruland, 2004, er den høyeste som er målt i dette området siden utslippsreduksjonen i 1990 (en faktor ~4 høyere enn i 2002; Figur 5). Dette gjør den tilsynelatende nedgangen i dioksininnhold i krabbe fra Jomfruland mellom 1993 og 2002 vesentlig mer usikker.

Blåskjell
Blåskjell har vist seg å reflektere nåtidig belastning godt og har vist den største reduksjonen i dioksininnhold over tid (Figur 6). Dataene indikerer ganske sterkt en geografisk gradient og en reduksjon over tid og alle stasjonene viser nokså parallell reduksjon etter utslippreduksjonen frem mot idag (se også Bjerkeng og Ruus 2002). Blåskjell fra Croftholmen inneholder konsentrasjoner av dioksin som gjennom årene ligger jevnt 3-4 ganger høyere enn på de to andre stasjonene. I eksempelvis 2003 var konsentrasjonen ved Croftholmen 7-8 ganger høyere enn ved Klokkartangen (Figur 6). I 2004 vises imidlertid en tilsynelatende kraftig nedgang i konsentrasjonen ved Croftholmen, mens konsentrasjonene ved Helgeroa og Klokkartangen ser ut til å stige noe (Figur 6). Derfor er konsentrasjonen ved Helgeroa i 2004 høyere enn ved Croftholmen, for første gang etter utslippsreduksjonen i 1990. Endringene i konsentrasjoner på alle stasjoner er samsvarende med endringene i

fettinnhold (Tabell 2; fettprosenten minker ved Croftholmen og øker ved Helgeroa og Klokkartangen, fra 2003 til 2004). Imidlertid var fettinnholdet i skjell fra Helgeroa høyere enn ved Croftholmen, så ulikt fettinnhold kan ikke forklare årsaken til at konsentrasjonene i skjell fra Croftholmen var lavere enn ved Helgeroa i 2004.



Figur 5. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør (hannkrabbe) fra Ringsholmen, Bjørkøybåen, Arøya, Åbyfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på fettvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$. Prøver som ikke består av hannkrabber alene er ekskludert fra figuren. Disse verdiene er presentert i Tabell 5. Linjene mellom målepunktene er stiplet der hvor det er diskontinuitet i tidsserien (altså mer enn ett år mellom målepunkter).



Figur 6. Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Klokkertangen, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på våtvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$.

6.2.3 Sammenlikning av dioksinprofiler

Dioksiner/furaner består av en rekke stoffgrupper (homologer) med ulik kloreringsgrad, og den relative sammensetningen av disse (dioksinprofil) kan gi informasjon om hvorvidt vevsbelastningen kommer fra ulike kilder, og om kvalitativt ulike mønstre i opptak over tid, rom og art. Det er tidligere gjennomført multivariat analyse av likhet i dioksinprofil mellom ulike prøvegrupperinger av torsk, blåskjell og krabbe fra tidsperioden 1990 til 2003. Disse analysene er gjentatt nå for perioden 1990 til 2004, primært for å se hvovidt resultatene fra 2004 føyer seg inn i de tidligere observerte trendene.

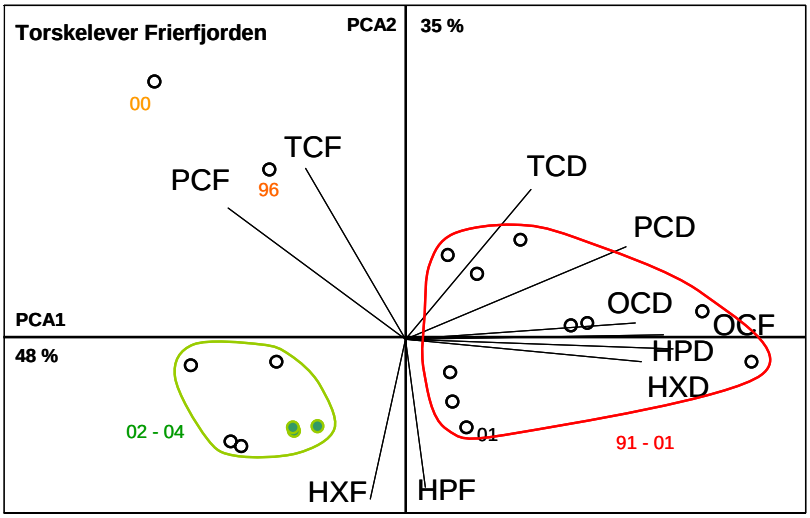
Analysen er utført ved bruk av prinsipal-komponentanalyse (PCA). Før analysen er konsentrasjonene (ikke toksisitetsekvivalentene) av henholdsvis tetra-, penta-, hexa-, hepta- og okta-klorerte dioksiner og tilsvarende furaner i en prøve summert, og hver av summene deretter uttrykt i prosent av sum PCDD/PCDF i samme prøve. På denne måten har vi fjernet forskjeller i konsentrasjoner og rendyrket forskjeller i profil.

PCA er egentlig en flerdimensjonal analyse, men resultatene fremstilles i et diagram der hver prøve vises ved et punkt, og avstanden mellom to punkter er et mål for likhet i dioksinprofil mellom dissse to prøvene (liten avstand betyr stor likhet). Prøver med innbyrdes profillikhet

vil derfor danne grupper av punkter. PCA-diagrammet viser også de ulike homolog-gruppene som vektorer (linjer fra sentrum) på en slik måte at et prøvepunkt som ligger lang ute langs en vektor er preget av høy prosent av denne homologen. Liten vinkel mellom to vektorer viser høy korrelasjon mellom disse homologene i prøvene. En kort vektor viser at denne homologen er dårlig reflektert i det illustrerte 2D-diagrammet.

Torskelever

PCA for leverprøvene fra Frierfjorden i perioden 1991 – 2004 er vist i Figur 7. Analysen viste en klart endring i dioksinprofilene etter 2001. I perioden 1991-2001 var profilene ganske likartet, med typisk overvekt av alle PCDD samt oktaklorfuran. Profilene fra 1996 og 2000 er de eneste unntakene. Disse hadde dominans av tetra- og pentaklorfuraner. Leverprøven fra 2000 hadde også som tidligere vist bemerkelsesverdig lav sum $TE_{PCDF/PCDD}$ (cf Figur 3). Prøvene fra perioden 2002 – 2004 skilte seg fra de tidligere prøvene, men viste også innbyrdes stor profil-likhet. Denne profilen var ikke spesielt preget av noen homologgrupper, men tetra-, penta- og til dels hexa-furaner var noe mer fremtredende enn tidligere. Profilene fra 2004 synes å dreie litt tilbake mot profilene fra før 2002.

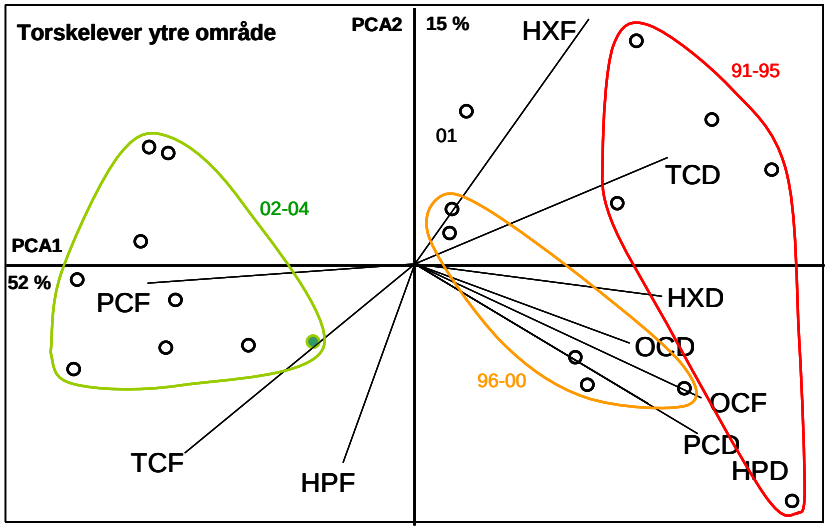


Figur 7. Fordeling av leverprøver av torsk fra Frierfjorden, 1991 til 2004 etter likhet i dioksin-profil funnet ved prinsipalkomponentanalyse (PCA). PC-akse 1 og 2 forklarte til sammen 83 % av datamaterialets varians. Fylte symboler er fra 2004. Fargede linjer omslutter prøver av felles kategori (angitt i figuren). Cf tekst for nærmere figurforklaring.

Torskelever fra ytre område (Figur 8) viste en mer gradvis systematisk endring i dioksinprofil over tid langs PC-akse 1 i hele perioden. Også her var endringen størst etter 2001, og prøven fra 2004 synes å dreie i omvendt retning av hovedtrenden. Profilene har endret seg fra å være dominert av PCDD og oktaklorfuran i 1991 – 95 til å domineres av tetra-, penta- og til dels hepta-klorfuraner i 2002 - 2004.

Det tydelige skillet i profiler i torskelever fra og med 2002 faller sammen med nedstengning av magnesiumfabrikken, men dette skillet forsterkes ikke gjennom prøvene fra 2004. I forrige

rapport ble det sådd tvil om sammenhengen mellom profilskillet og nedstengningen, og tvilen er ikke mindre etter at 2004-resultatene er tatt med.



Figur 8 Fordeling av leverprøver av torsk fra Såstein-Jomfruland 1991 til 2004 etter likhet i dioksin-profil funnet ved prinsipalkomponentanalyse (PCA). PC-akse 1 og 2 forklarte til sammen 67 % av datamaterialets varians.Fylte symboler er fra 2004. Fargede linjer omslutter prøver av felles kategori (angitt i figuren). Cf tekst for nærmere figurforklaring.

Figur 9 viser at det i hele perioden etter 2000 har vært et klart skille i dioksinprofiler i torskelever mellom Frierfjorden, Brevik-Eidanger og Såstein-Jomfruland. Frierfjorden er mest avvikende og med relativt sett større dominans av hexa-, hepta- og oktaklorfuraner enn i fjordområdet lenger ute. Disse forbindelsene har også vært de mest dominerende forbindelsene i utslippet fra Hydro (Berge et al 2004). Profilen i prøvene fra Brevik-Eidanger har i 2003 og 2004 nærmet seg profilen for Såstein-Jomfruland.

Blåskjell

Dioksinprofilene i blåskjell fra Breviksfjorden (Croftholmen) viste en klar endring over tid fra 1990 til 2004 (Figur 10, øverst). I perioden 1990 – 1996 var profilene dominert av oktaklorfuran som utgjorde 43 – 57 % av total dioksinkonsentrasjon i prøvene Denne forbindelsen dominerte også både i utslippet fra Hydro og i bunnsedimentene i fjordsystemet.. Profilene i prøvene fra 2001 – 2004 hadde en mer likartet fordeling av de fleste forbindelsene untatt hepta- og oktaklordioksin og oktaklorfuran. Prøven fra 2004 viste denne tendensen mest markert. Profilene fra 1997 – 2000 reflekterte en overgang mellom perioden før og etter.

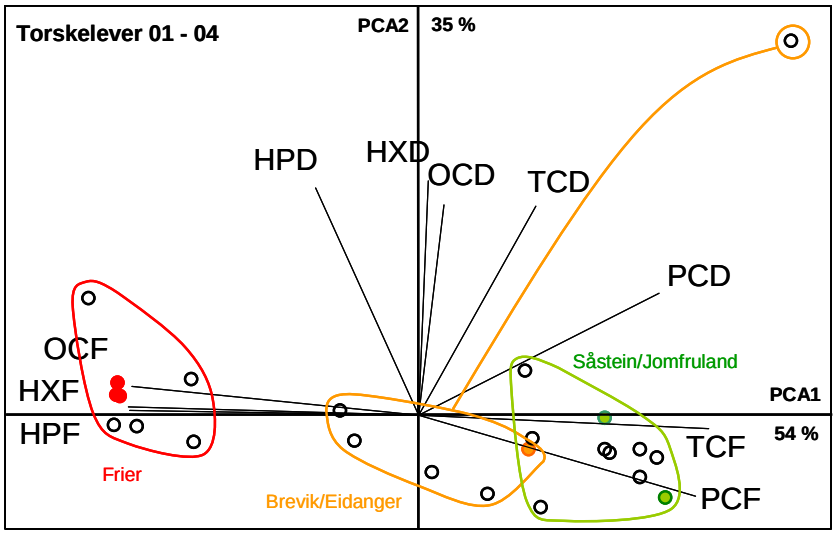
Prøvene fra Klokkartangen viste en liknende utvikling i tid, men med større ulikheter i profiler fra 2001 og senere enn i Breviksfjorden (Figur 10, nederst).

I prøvene fra Helgeroa (Figur 10, midten) var det ingen klar utvikling i dioksinprofil i perioden 1990 – 2000, og oktaklorfuran dominerte bare enkelte år (1990, 1992 og 1999). I 2001 til 2004 var profilene også her mest preget av penta-, hexa- og heptafuraner, i 2001-2002 også tetraklorfuran, pentaklordioksin og hexaklordioksiner.

Det var derfor flere sammenfallende trekk i profilendringene over tid mellom de tre langtidsseriene for blåskjell. Både ved Helgeroa og Klokkartangen indikerte prøvene fra 2004 en profil-reversering i forhold til hovedtrenden over tid fram til og med 2003. Begge disse stasjonene viste samtidig en økning i sum $TE_{PCDF/PCDD}$ fra 2003 til 2004 (cf Figur 6). Tilsvarende profilendring og økning i sum $TE_{PCDF/PCDD}$ ble ikke funnet i Breviksfjorden i 2004.

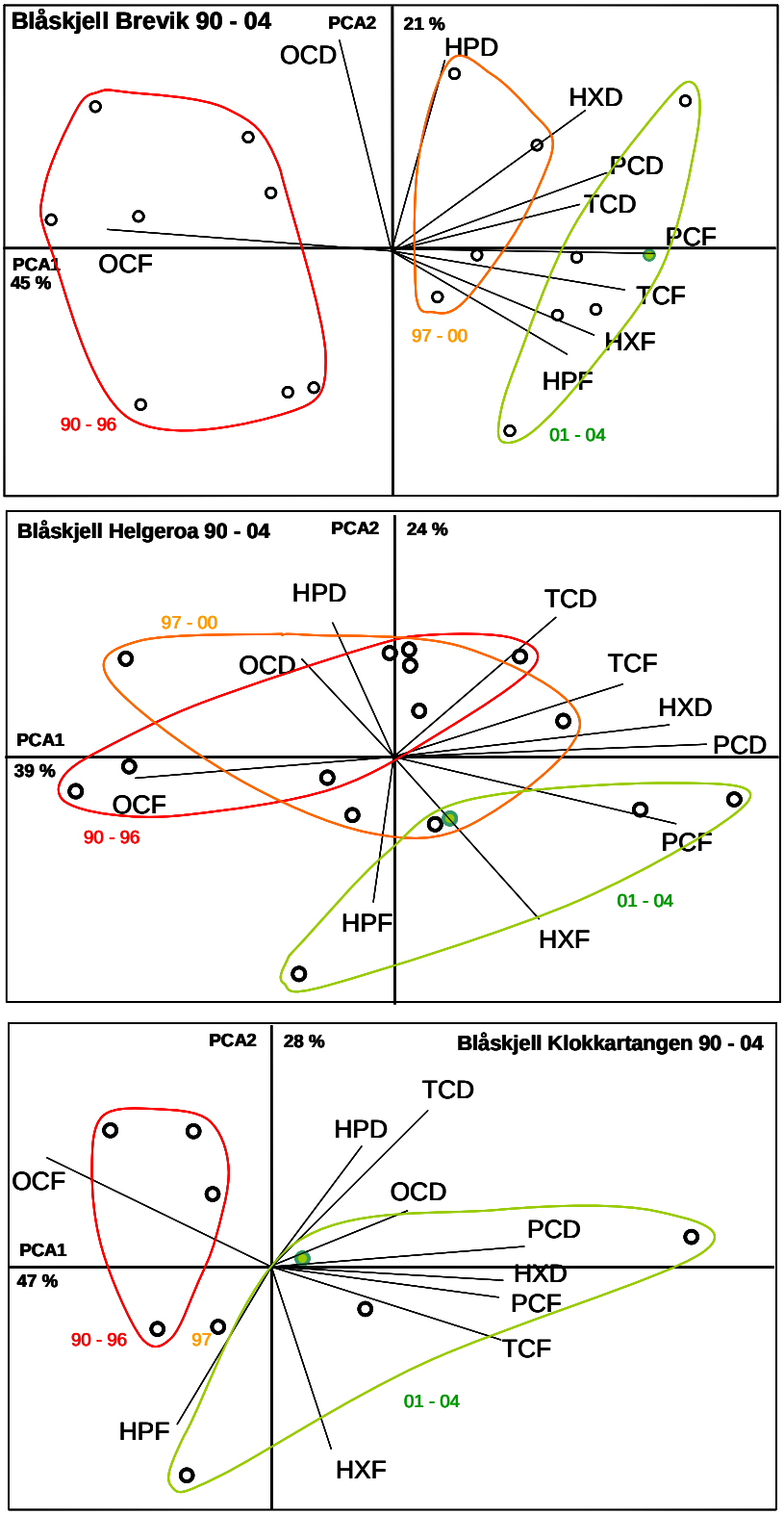
Krabbesmør

Dioksinprofilene av krabbesmør fra 1990 til 2003 viste ikke noen entydige endringer verken over tid eller mellom indre og ytre område. En analyse av prøvene fra Bjørkøy-området alene viste heller ikke noe klar profilendring over tid. Det ble ikke noen klarere tendenser ved å inkludere 2004-prøvene i analysen.



Figur 9. Fordeling av leverprøver av torsk fra Grenlandsfjordene 2001 til 2004 etter likhet i dioksin-profil funnet ved prinsipalkomponentanalyse (PCA). PC-akse 1 og 2 forklarte til sammen 89 % av datamaterialets varians. Fylte symboler er fra 2004.

Summert var det flere sammenfallende trekk ved endringene i dioksinprofil mellom torskelever og blåskjell over tid i de enkelte områdene. Samtidig med en reduksjon av sum $TE_{PCDF/PCDD}$ ble dioksinprofilene relativt sett mindre dominert av oktaklordioksin og oktaklorfuran og mer dominert av tetra-, penta- og hexaklor-furaner. Relativ endring i innhold av PCDD viste motsatt tendens i de to artene. Torskeleverprøvene synes å bli mindre preget av PCDD over tid, mens blåskjellprøvene ble mer preget av PCDD. Vi har ingen god forklaring på forskjellen, men den kan skyldes ulike opptaksmekanismer i de to artene. Typisk for profilen i Hydros utslipp (Berge et al 2004) og også i sedimentene i fjordsystemet (Næs 1999) var relativt lav andel av PCDD i forhold til PCDF (med unntak av oktaklordioksin). Således reflekterer blåskjell utslippsreduksjonen best gjennom relativt størst reduksjon i PCDF over tid (PCDD blir derfor tilsvarende mer framtredende).



Figur 10. Fordeling av prøver av blåskjell fra 1990 til 2004 i de tre hovedområdene etter likhet i dioksin-profil. Fargede linjer omslutter prøver av samme kategori.

6.3 Toksisitetsekvivalenter for non-*ortho* – polyklorerte bifenyler (PCB)

6.3.1 Resultater for 2004

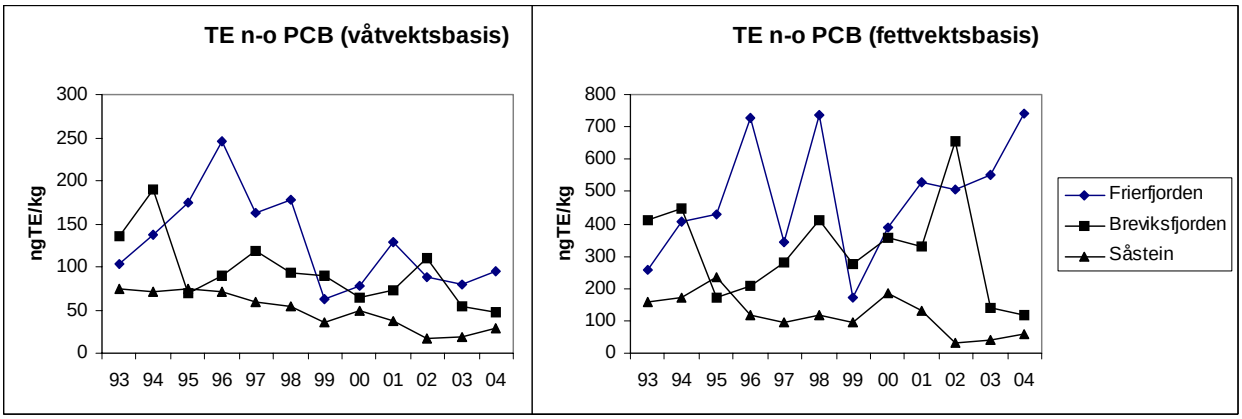
Toksistetsekvivalenter av non-*ortho* PCB for alle prøvene er gitt i Tabell 6 sammen med nivåene i 2002 – 2003 der sammenliknbare data finnes. Tidsutviklingen hos torsk er diskutert i kapittel 6.3.2. Ingen av de øvrige prøvene viser entydig eller overbevisende reduksjon i konsentrasjoner i forhold til de foregående årene, faktisk er det større hyppighet av økende enn av minkende konsentrasjoner over alle prøvene.

Tabell 6. Toksisitetsekvivalenter (ng TE/kg våtvekt) non-ortho PCB i 2003 sammenliknet med 2002 og 2001 på tilsvarende stasjoner.

Arter/prøvesteder	2004	2003	2002	2001
Torskelever				
Frierfjorden I	122	80,1		
Frierfjorden II	81,6	84,3	87,9	128
Frierfjorden III	94,8	71,7		
Snitt Frierfjorden	*99,5*	*78,7*	*87,9*	*128*
Breviksfjorden	47,1	55,0	111	72,5
Såstein	29,2	19,0	16,8	38,1
Jomfruland I	25,4	23,4	31,4	
Jomfruland II		25,7	32,1	
Jomfruland III		26,0		
Krabbesmør				
Bjørkøybåen	14,7	6,04	10,4	18,1
Klokkertangen/Jomfruland	5,45	4,02	2,12	
Blåskjell				
Croftholmen	0,13	0,22	0,20	0,32
Helgeroa	0,32	0,10	0,18	0,27
Klokkertangen	0,14	0,11	0,15	
Sild				
Brevik/Bjørkøy	1,03			
Sjø-ørret				
Eidanger/Bjørkøy	0,49	0,31	0,39	
Ål				
Eidanger	2,29	0,66	2,53	
Makrell				
Såstein/Mølen	0,82		0,52	
Reker				
Eidanger	0,27	0,52	0,24	
Såstein/Mølen	0,04	0,09	0,19/0,11	
Hummer				
Såstein/Jomfruland	0,15	0,10	0,07	

6.3.2 Tidsutvikling i non-*ortho* PCB i torskelever 1993 - 2004

Utviklingen i TE for non-*ortho* PCB i torskelever i de tre hovedområdene er vist i Figur 11 og som tabell i Vedlegg 4. På våtvektsbasis er det tendens til fallende konsentrasjon av $TE_{non\text{-}ortho\ PCB}$ over hele tidsperioden i Breviksfjorden, men en utflating siden 2002 både i Frierfjorden og ved Såstein. Nivåene av $TE_{non\text{-}ortho\ PCB}$ viser større variasjon fra år til år på fettvektsbasis enn på våtvektsbasis (dvs tilsvarende som for dioksiner). I Frierfjorden har det vært en klart stigende tendens i fettnormalisert $TE_{non\text{-}ortho\ PCB}$ over tidsperioden etter 1999. Torskelever fra Breviksfjorden viser en klarere synkende tendens i dikosiner på våvektbasis, og verdiene for 2003 og 2004 er de laveste som er målt i hele perioden. Fettnormaliserte nivåer ved Såstein har ligget lavere enn på de andre stasjonene siden 1996, men synes også å ha flatet ut etter 2002.



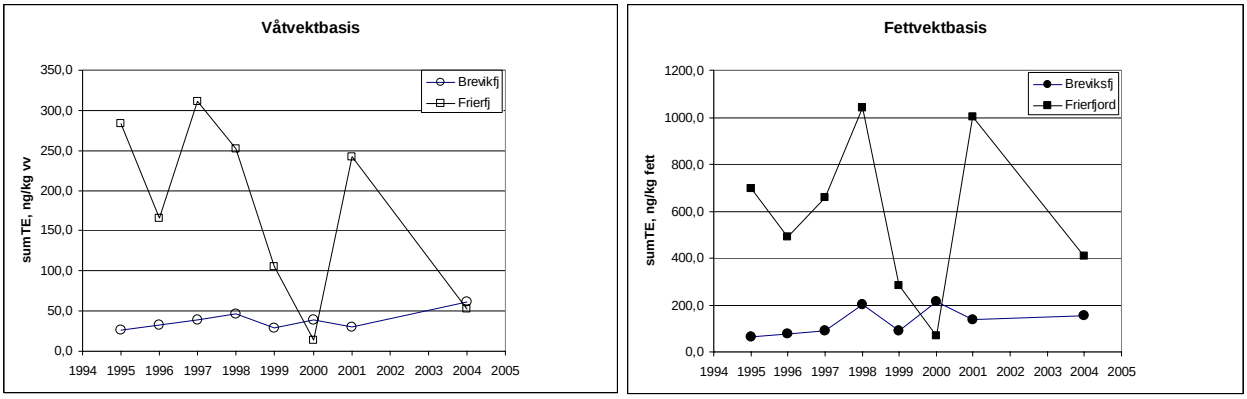
Figur 11. Tidsutvikling av non-ortho PCB i torskelever fra Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein fra 1993 til 2003 på h.h.v. våtvekts- og fettvekts-basis. For Frierfjorden 2003 og 2004 er medianen av 3 analyser lagt inn.

6.3.3 Tidsutvikling i PCN i torskelever 1995 – 2004

Utviklingen i TE for PCN i torskelever i Frierfjorden og Breviksfjorden er vist i Figur 12. PCN-nivåene i Frierfjorden varierer betydelig fra år til år, men viser likevel en synkende tendens på våtvektsbasis. Denne tendensen ser man ikke for de fettnormaliserte konsentrasjonene av PCN (dvs samme som for dioksiner og non-*ortho* PCB). I Breviksfjorden har det vært en svakt stigende tendens i PCN over perioden, noe som sees både på våtvektskonsentrasjoner og på fettnormaliserte konsentrasjoner. Dette er samme tendens som for dioksiner i torskelever fra Breviksfjorden i samme periode.

6.3.4 Tinnorganiske forbindelser

Gjennomsnittlig innhold av TBT i de tre samleprøvene fra Frierfjorden fra 2004 var ca ¼ av konsentrasjonen i 2001, som igjen var svakt lavere enn i 1999 (Tabell 7). Det synes derfor som om TBT i torskelever har en klar nedadgående tendens Frierfjorden. Nivået i Breviksfjorden var svakt lavere enn i Frierfjorden i 2004, med svak tendens til økning siden 2001, men tidsserien er for kort til å konkludere noe om endring over tid.



Figur 12. Tidsutvikling i PCN i torskelever fra Frierfjorden og Breviksfjorden fra 1995 til 2004 på h.h.v. våtvekts- og fettvektsbasis. For Frierfjorden 2004 er medianverdi av 3 analyser lagt inn.

Tabell 7. Konsentrasjoner av a) butyltinn (µgTBT/kg våtvekt) og b) fenyltinn i torskelever 2004 sammenliknet med tidligere resultater.

a)

Arter/prøvesteder	**2004**			**2001**			**1999**		
	MBT	DBT	TBT	MBT	DBT	TBT	MBT	DBT	TBT
Frierfjorden I	< 5	33	29						
Frierfjorden II	< 5	20	28						
Frierfjorden III	< 5	18	27						
Snitt Frierfjorden	< 5	*24*	*28*	<1,5	28	100	3,4	39	110
Breviksfjorden	< 5	15	27	1,5	6,1	20			

b)

Arter/prøvesteder	**2004**			**2001**			**1999**		
	MPhT	DPhT	TPhT	MPhT	DPhT	TPhT	MPhT	DPhT	TPhT
Frierfjorden I	<5	<5	6,4						
Frierfjorden II	<5	<5	<5						
Frierfjorden III	<5	<5	9,2						
Snitt Frierfjorden	<5	<5	5,2-6,9	<1,7	<2,3	i 1)	23	23	100
Breviksfjorden	<5	<5	<5	<1,7	<2,3	i 1)			

1) interferens fra andre stoffer

7. Tilstand og utvikling i de enkelte fjordområdene

Nedenfor er gjort en sammenfattende vurdering av dagens tilstand i ulike fjordavsnitt. Det er lagt hovedvekt på dioksinnivåer i ulike organismer i sammenlikning med en grenseverdien for nivået i mat mat på 0,71 ngTE/kg ansett som betryggende av kanadiske myndigheter (cf Knutzen et al 2001). Videre er det gjort en samlet vurdering av utviklingen over de siste år og hva tendensen i denne utviklingen var i 2004.

7.1 Ytre område (Helgeroa – Jomfruland)

Ytre område er i denne sammenheng området fra og med Mølen – Såstein og utover (sørover). For blåskjell har vi også klassifisert Helgeroa som del av det ytre område.

Rekeprøvene fra Såstein har siden 2002 ligget klart under grenseverdien for konsum, og med fortsatt svakt fallende konsentrasjoner. Hummerprøvene fra samme sted lå også under denne grenseverdien i 2002 og 2003, men gikk opp til det doble av grenseverdien i 2004. Makrellfilet fra Såstein/Mølen var også omtrent det doble av grenseverdien.

Ser man bort fra år-til-år variasjoner har det vært en gradvis nedgang i dioksinnivå i torskelever fra ytre område i hele perioden siden utslippsreduksjonen i 1990. Prøvene tatt de siste årene fra Jomfruland føyer seg inn i bildet vist av prøvene fra Såstein. Prøvene av torskelever fra ytre område lå likevel fortsatt i 2004 langt over den kanadiske grenseverdien for konsum.

Dioksin-nivået i krabbe fra Jomfruland har vist en økning hver år siden 2002 og nivået i 2004 er det høyeste som er målt i dette området siden utslippsreduksjonen i 1990. Nivået lå langt over grenseverdien for konsum både i 2004 og tidligere år. Antar man at klokjøttet i krabber fra dette området inneholder ca 5 –10 % av den dioksinen som finnes i krabbesmøret (antagelse i Knutzen et al 1999c) vil klokjøttet også ligge klart over grenseverdien. Både nivået av dioksiner i krabbe fra Jomfruland og økningen i nivå hvert år siden 2002 er bekymringsfull og det er grunn til å følge med utviklingen.

Resultatene for blåskjell i 2004 svekker inntrykket av en gradvis reduksjon i dioksinkonsentrasjoner over tid siden 1990 både ved Helgeroa og Klokkartangen, og for første gang er nivået ved Helgeroa høyere enn i midtre område. Blåskjellprøvene fra Klokkertangen lå under grenseverdien for konsum både i 2002 og 2003 og akkurat på grensen i 2004. Blåskjell fra Helgeroa har ligget over grensen i de siste årene og var i 2004 vel 3 ganger over.

Det er altså faktisk bare reker fra ytre området som tilfredsstiller grensen for konsum i 2004 og flere arter viser økning i dioksiner siden 2003. Dette viser at det fortsatt er behov for å overvåke utviklingen ved munningen av Grenlandsfjordene.

7.2 Breviksfjorden

I 2004 ble det tatt prøver av torsk, krabber, blåskjell, sild, ål og sjø-ørret i Breviksfjorden. For fiskeartene ble innsamlingen som tidligere gjort i overgangen mellom Breviksfjorden og Eidangerfjorden slik at man må forvente at fisken kan ha blitt eksponert i begge fjordene.

Verken i 2004 eller tidligere år tilfredsstilte noen av disse prøvene den kanadiske grenseverdien for konsum. Torskelever har vist en gradvis stigning i nivå av både dioksiner, non-*ortho* PCB og PCN siden ca 1995. Det samme gjelder dioksiner i krabbesmør. Sjø-ørret har vist en svakt synkende tendens i samme periode. Det klareste fallet i dioksiner ser man i blåskjell fra 1992 til 2004. Disse til dels motstridende tidsutviklingene gjør utvklingen i Breviksfjorden uklar og vi kan derfor fortsatt ikke bedømme hvor raskt de senere års tiltak, som nedstengning av magnesiumfabrikken, vil føre til bedring av forholdene i Breviksfjorden.

7.3 Eidangerfjorden

Det ble bare tatt prøve av reker i Eidangerfjorden i 2004. Dioksinnivået var noe lavere enn i 2003, men høyere enn i 2002 og fortsatt ca 15 x grenseverdien for konsum . Resultatene viser derfor ikke noen enhetlig reduksjon av vevsnivåene av dioksin i Eidangerfjorden.

7.4 Frierfjorden

Programmet for 2004 fra Frierfjorden omfattet analyser av 3 parallelle blandprøver av torskelever. Prøvene viste rimelig innbyrdes samsvar i dioksinnivåer og nivåer av non-*ortho* PCB, men for begge stoffgruppene var det større variabilitet mellom parallelle prøver og også høyere gjennomsnitt i 2004 enn i 2003. Dioksinnivåene lå fortsatt langt over den kanadiske grenseverdien for konsum. Hvis vi antar et forhold mellom dioksinnivået i lever og filet hos torsk tilsvarende forholdet mellom grenseverdiene for Klasse I i SFTs kriterier for disse to vevene i torsk (15 : 0,1), vil nivåene i filet fortsatt også være klart over grenseverdien. Dersom man ser bort fra de svært lave dioksinkonsentrasjonene i 1999 og 2000, synes det å ha vært en jevn nedgang med en faktor 3,5 fra 1995 til 2004 i torskelever i Frierfjorden. Ingen andre arter ble analysert fra Frierfjorden i 2004.

8. Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger

Overvåkingen i 2004 har fulgt programforslag for langtidsprogrammet 2004 – 2007. Målsetningene for programmet er todelt:

- å bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid gjennom videreføring av utvalgte historiske dataserier,
- å kartlegge dioksinforurensningen i viktige kommersielle arter med hovedvekt på de ytre områdene av fjordsystemet.

Innsamling av biologisk materiale for overvåkingen ble gjort i perioden 13 – 19 november. Analysene har omfattet dioksiner (PCDD/PCDF) i alle prøvene, og non-*ortho* PCB, klorerte naftalener og tinnorganiske forbindelser i utvalgte prøver av torskelever.

For dioksiner var det bare reker fra Såstein/Mølen som ikke viste overkonsentrasjon i forhold til antatt bakgrunnsnivå. Rekeprøvene fra Såstein har også siden 2002 ligget klart under grenseverdien for konsum. Hummer fra samme sted lå under grenseverdien i 2002 og 2003, men oversteg grenseverdien i 2004, og makrellfilet fra samme sted i 2004 lå på det doble av grenseverdien. Alle filetprøver av fisk fra Breviksfjorden oversteg i ulik grad grenseverdien for konsum. Langtidsprogrammets oppfølgende overvåking hvert annet år bør derfor opprettholdes for disse artene.

Dioksinnivåene i torskelever fra Frierfjorden lå fortsatt langt over den kanadiske grenseverdien for konsum. Det synes likevel å ha foregått en jevn reduksjon i dioksiner i torskelever i Frierfjorden fra 1995 til 2004 med en faktor ca 3,5. Dioksinsammensetning (profil) har også gradvis endret seg mot større dominans av tyngre furaner. Størst profilendring ble påvist mellom 2001 og 2002. I Breviksfjorden viste torskelever derimot en gradvis stigning i nivå av både dioksiner, non-*ortho* PCB og PCN i den samme perioden. I ytre område har det vært en gradvis nedgang i dioksinnivå i torskelever i hele perioden siden utslippsreduksjonen i 1990, men nivåene i torskelever fra ytre område lå likevel fortsatt i 2004 langt over den kanadiske grenseverdien for konsum. Det var en klar geografisk forskyvning i dioksinprofiler fra indre til ytre område av Grenlandsfjordene, men profilendringene over tid i ytre område samsvarte likevel med det man så i Frierfjorden. Totalbildet for dioksiner i torskelever viser at reduksjonen over tid i Grenlandsområdet er langsom og ikke entydig. En langsom reduksjon er også predikert gjennom modellarbeidet utført i DIG-prosjektet (Næs et al 1004).

I Breviksfjorden har dioksinnivået i krabbesmør også vist en gradvis stigning siden ca 1995. Dioksinnivået i krabbesmør fra Jomfruland har også vist en økning hver år siden 2002 og nivået i 2004 er det høyeste som er målt i dette området siden utslippsreduksjonen i 1990. Både nivået av dioksiner i krabbe fra Jomfruland og økningen i nivå hvert år siden 2002 er bekymringsfull og det er grunn til å følge med utviklingen.

I Breviksfjorden har blåskjell, i motsetning til torsk og krabbe, vist et klart fall i dioksiner fra 1992 til 2004. Det samme er inntrykket av blåskjell fra ytre område fram til og med 2003, mens resultatene fra 2004 svekker dette inntrykket. For første gang siden 1990 er dioksinnivået i skjell fra Helgeroa høyere enn fra Breviksfjorden. Dioksinprofilene i blåskjell har over tid nærmet seg hverandre i midtre og ytre område og var i 2004 like.

Vi kan ikke forklare grunnen til at både blåskjell, krabbe og hummer fra ytre område viste en økning i dioksinnivå i 2004 i forhold til tidligere år, men siden dette er vist i tre ulike og helt/delvis stasjonære arter er det neppe snakk om tilfeldigheter. Blåskjell og krabbe dekkes

årlig i de kommende år av langtidsprogrammet, mens hummer kun vil bli analysert i 2006. Inntil videre velger vi å anse dette som tilstrekkelig for å følge med utviklingen, men dersom overvåkingen i 2005 bekrefter økningen, bør man vurdere en større innsats i ytre område.

Analysene av tinnorganiske forbindelser viser en klar nedgang av TBT i torskelever fra Frierfjorden i 2004 i forhold til 1999 og 2001. Nivået er nå det samme som i Breviksfjorden. Vi ser ikke grunn til å utvide overvåkingen av TBT, bortsett fra at man bør vurdere å gjenta analysen for eksempel i 2006.

Samlet inntrykk av overvåkingen i 2004 er at den har dekket formålet i langstidsprogrammet, og at det med unntak av de endringer i prioritering som er antydet ovenfor mht dioksiner i ytre område ikke er behov for å modifisere programmet for 2005 ut over det som tidligere er avtalt med SFT og de lokale bedriftene.

9. Litteratur

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

Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., Skaare, JU. og V. Berg, 2003. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2001-2002. Rapport 882/03 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4702/2003, 155 s.

Berge, JA., Aspholm, O., Bergstad, OA., Hylland, K., Knutsen, JA., Ruus, A., Schlabach, M., 2004. Fisk og byttedyr fra Grenlandsfjordene – Datarapport for analyser av fett, PCDF/D, n.o. PCB, PCN og stabile isotoper av nitrogen og karbon ($\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$). NIVA rapport nr 4795-2004. 253 sider.

Bjerkeng, B., Ruus, A., 2002. Statistisk analyse av data for dioksin-nivåer i organismer i Frierfjorden/Grenlandsområdet. Rapport 860/02, TA: 1916-2002, NIVA-rapport 4595-2002, 56s.

Hanberg, A., F. Wãrn, 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 naphtalenes using biological tests. Chemosphere 20: 1161-1164.

Knutzen, J., Biseth, Aa., Brevik, E., Green, N., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1996. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1995. Rapport 681/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3590, 224 s.

Knutzen, J., G. Becher, Aa. Biseth., B. Bjerkeng, E. M. Brevik, N. W. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1999a. 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, 1999b. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1995-5. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim., 235 s.

Knutzen, J., Becher, G., Berglind, L., Brevik, E.M., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1999c. 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 4068-1999, 110 s.

Knutzen, J., J. Molvær, K. Næs, J. Persson, R. Ishaq og D. Broman, 2000. 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., Bjerkeng, B., Green, N.W., Kringstad, A., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 2001. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000. Rapport 835/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4452-2001, 230 s.

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

Næs, K., Persson, J., Saloranta, T., Andersen, T., Berge, JA., Hylland, K., Ruus, A., Tobiesen, A. og OA. Bergstad, 2004. Dioksiner i Grenlandsfjordene – DIG. Oppsummering av forskningsprosjektet. NIVA rapport nr 4876-2004. 96 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.

Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegawa, R. Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., Leeuwen, F.X.R. van, Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wærn, F. og T. Zacharewskim.fl., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and widlife. Environ Hlth. Perspect. 106:775-792.

10. Vedleggsregister

1. Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2004 (antall individer, vekt, lengde, fettprosent).
2. Rådata for NILU-analyser av PCDF/PCDD, non-*ortho* PCB og PCN i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2004.
3. $TE_{PCDF/PCDD}$ på våtvekts og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1975-2004.
4. $TE_{non\text{-}ortho\ PCB}$ i lever av torsk fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1993-2004, på våtvekts- og fettvekts-basis.
5. Rådata for NIVA-analyser av tinnorganiske forbindelser i torskelever 2004.

Vedlegg 1

Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2004

Vedlegg 1-1 Sammensetning av blandprøver av fisk og skalldyr 2004 til analyse på PCDF/PCDD, etc. ved NILU. N: Antall individer. M/SD/VAR: Middel/standardavvik/variasjonsintervall (min.-maks.). Vekt (g) og lengde (cm). Delvis avrundede tall.

Art, stasjon. (mnd nr)	**N**	**Vekt (g) M/SD/VAR**	**Lengde (cm) M/SD/VAR**
TORSK, lever			
Frierfj.	60	954/672/272-3896	45/9/32-72
Eidanger/Bjørkøy	20	575/252/256-1136	39/5/31-53
Såstein	20	1167/733/484-3688	47/10/36-73
Jomfruland	20	630/701/54-3226	35/13/17-69
BLÅSKJELL			(NB mm:)
Brevik	50	-	62/5/51-73
Helgeroa	50	-	66/6/57-81
Klokkertangen	50	-	70/8/52-90
TASKEKRABBE (smør)			skallbredde:
Bjørkøybåen	10	-	16/1/14-17
Jomfruland	20	-	14/2/11-17
HUMMER (halekjøtt)			
Jomfruland/Såstein	4	933/560/416-1528	29/7/22-35
REKER (halekjøtt)			Carapax-lengde (mm):
Eidangerfjord	75		18/1/16-20
Såstein/Mølen	75	-	18/1/16-22
SILD (filet)			
Eidangerfjord/Kalven	20	196/47/70-270	28/2/20-31
ØRRET (filet)			
Eidanger/Bjørkøy	20	619/276/276-1240	37/7/23-48
MAKRELL (filet)			
Eidangefjord	20	311/56/220-422	31/2/28-35
ÅL (filet)			
Eidangerfjord	18	327/307/78-988	51/14/31-78

Vedlegg 2

Rådata for analyser av PCDF/PCDD, non-*ortho* PCB og PCN fra NILU

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/258B
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Bjørkøya
:
Sample type: Torsk, lever
Sample amount: 4,0g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH740_diox_29-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins						
2378-TCDD	38,5		71	38,5	38,5	38,5
12378-PeCDD	8,13		81	4,07	4,07	8,13
123478-HxCDD	0,73		76	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD	37,1		75	3,71	3,71	3,71
123789-HxCDD	15,5			1,55	1,55	1,55
1234678-HpCDD	13,4		76	0,13	0,13	0,13
OCDD	4,40		100	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				**48,0**	**48,0**	**52,1**
Furanes						
2378-TCDF	332		73	33,2	33,2	33,2
12378/12348-PeCDF	490		*	4,90	24,5	24,5
23478-PeCDF	78,2		73	39,1	39,1	39,1
123478/123479-HxCDF	373		73	37,3	37,3	37,3
123678-HxCDF	307		71	30,7	30,7	30,7
123789-HxCDF	37,0		*	3,70	3,70	3,70
234678-HxCDF	48,4		74	4,84	4,84	4,84
1234678-HpCDF	114		74	1,14	1,14	1,14
1234789-HpCDF	87,8		*	0,88	0,88	0,88
OCDF	56,3		80	0,06	0,06	0,01
SUM PCDF				**156**	**176**	**175**
SUM PCDD/PCDF				**204**	**224**	**228**
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)	283		71			0,03
344'5-TeCB (PCB-81)	26,3					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	449		76			44,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	221		78			2,21
SUM TE-PCB						**47,1**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/259
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Frierfjorden
: Gl. 1
Sample type: Torsk, lever
Sample amount: 4,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH737A_diox_21-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	49,3		54		49,3	49,3	49,3
12378-PeCDD	7,41		54		3,70	3,70	7,41
123478-HxCDD	1,17	i	55		0,12	0,12	0,12
123678-HxCDD	97,6		55		9,76	9,76	9,76
123789-HxCDD	71,4				7,14	7,14	7,14
1234678-HpCDD	44,9		56		0,45	0,45	0,45
OCDD	14,7		87		0,01	0,01	0,00
SUM PCDD					**70,5**	**70,5**	**74,2**
Furanes							
2378-TCDF	233		60		23,3	23,3	23,3
12378/12348-PeCDF	537			*	5,37	26,9	26,9
23478-PeCDF	87,3		59		43,7	43,7	43,7
123478/123479-HxCDF	1 450		54		145	145	145
123678-HxCDF	849		54		84,9	84,9	84,9
123789-HxCDF	95,0			*	9,50	9,50	9,50
234678-HxCDF	157		61		15,7	15,7	15,7
1234678-HpCDF	301		54		3,01	3,01	3,01
1234789-HpCDF	434			*	4,34	4,34	4,34
OCDF	196		57		0,20	0,20	0,02
SUM PCDF					**335**	**356**	**356**
SUM PCDD/PCDF					**405**	**427**	**430**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	179		63				0,02
344'5-TeCB (PCB-81)	35,1						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1 111		56				111
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 075		57				10,8
SUM TE-PCB							**122**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/260B
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Frierfjorden
: Gl. 2
Sample type: Torsk, lever
Sample amount: 4,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH740_diox_29-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins						
2378-TCDD	32,7		84	32,7	32,7	32,7
12378-PeCDD	5,18		89	2,59	2,59	5,18
123478-HxCDD	0,85		92	0,08	0,08	0,08
123678-HxCDD	51,3		91	5,13	5,13	5,13
123789-HxCDD	40,4			4,04	4,04	4,04
1234678-HpCDD	28,7		94	0,29	0,29	0,29
OCDD	11,2		132 g	0,01	0,01	0,00
SUM PCDD				**44,9**	**44,9**	**47,4**
Furanes						
2378-TCDF	148		87	14,8	14,8	14,8
12378/12348-PeCDF	358		*	3,58	17,9	17,9
23478-PeCDF	59,5		91	29,7	29,7	29,7
123478/123479-HxCDF	1 002		93	100	100	100
123678-HxCDF	554		87	55,4	55,4	55,4
123789-HxCDF	65,9		*	6,59	6,59	6,59
234678-HxCDF	92,7		93	9,27	9,27	9,27
1234678-HpCDF	189		90	1,89	1,89	1,89
1234789-HpCDF	298		*	2,98	2,98	2,98
OCDF	128		104	0,13	0,13	0,01
SUM PCDF				**224**	**239**	**239**
SUM PCDD/PCDF				**269**	**284**	**286**
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)	153		84			0,02
344'5-TeCB (PCB-81)	22,1					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	754		87			75,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	627		92			6,27
SUM TE-PCB						**81,6**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/261B
Customer: NIVA v7Anders Ruus
Customers sample ID: Frierfjorden
: Gl. 3
Sample type: Torsk, lever
Sample amount: 4,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH740_diox_29-03-2005

Compound	Concentration pg/g	Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins						
2378-TCDD	34,2	64		34,2	34,2	34,2
12378-PeCDD	4,40	68		2,20	2,20	4,40
123478-HxCDD	0,76	73		0,08	0,08	0,08
123678-HxCDD	58,0	68		5,80	5,80	5,80
123789-HxCDD	44,0			4,40	4,40	4,40
1234678-HpCDD	31,1	69		0,31	0,31	0,31
OCDD	10,8	103		0,01	0,01	0,00
SUM PCDD				**47,0**	**47,0**	**49,1**
Furanes						
2378-TCDF	168	66		16,8	16,8	16,8
12378/12348-PeCDF	352		*	3,52	17,6	17,6
23478-PeCDF	58,9	73		29,4	29,4	29,4
123478/123479-HxCDF	1 105	70		110	110	110
123678-HxCDF	563	65		56,3	56,3	56,3
123789-HxCDF	67,6		*	6,76	6,76	6,76
234678-HxCDF	94,7	70		9,47	9,47	9,47
1234678-HpCDF	185	70		1,85	1,85	1,85
1234789-HpCDF	299		*	2,99	2,99	2,99
OCDF	131	76		0,13	0,13	0,01
SUM PCDF				**238**	**252**	**252**
SUM PCDD/PCDF				**285**	**299**	**301**
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)	134	65				0,01
344'5-TeCB (PCB-81)	20,0					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	866	64				86,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	819	71				8,19
SUM TE-PCB						**94,8**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/262B
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Helgeroa
: Gl. 1+2
Sample type: Blåskjell
Sample amount: 20,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,22		63		0,22	0,22	0,22
12378-PeCDD	0,28		71		0,14	0,14	0,28
123478-HxCDD	0,16		71		0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,25	i	72		0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	0,16				0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,88		74		0,01	0,01	0,01
OCDD	1,41		59		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,43**	**0,43**	**0,57**
Furanes							
2378-TCDF	6,15		57		0,62	0,62	0,62
12378/12348-PeCDF	1,91			*	0,02	0,10	0,10
23478-PeCDF	1,22		63		0,61	0,61	0,61
123478/123479-HxCDF	1,90		66		0,19	0,19	0,19
123678-HxCDF	1,23		66		0,12	0,12	0,12
123789-HxCDF	0,18	i		*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,35		62		0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDF	2,92		65		0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	1,10			*	0,01	0,01	0,01
OCDF	8,29		55		0,01	0,01	0,00
SUM PCDF					**1,66**	**1,73**	**1,73**
SUM PCDD/PCDF					**2,08**	**2,16**	**2,29**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	15,4		59				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,89						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	3,05		63				0,31
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,26		67				0,01
SUM TE-PCB							**0,32**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/263B
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Klokkertangen
: Gl. 1+2+3
Sample type: Blåskjell
Sample amount: 20,0 g
Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH263B

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,09		55		0,09	0,09	0,09
12378-PeCDD	0,12	i	59		0,06	0,06	0,12
123478-HxCDD	0,11		59		0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,15	i	59		0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,10	i			0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,54		62		0,01	0,01	0,01
OCDD	0,92		51		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,19**	**0,19**	**0,25**
Furanes							
2378-TCDF	1,97		51		0,20	0,20	0,20
12378/12348-PeCDF	0,79			*	0,01	0,04	0,04
23478-PeCDF	0,46		54		0,23	0,23	0,23
123478/123479-HxCDF	0,69		56		0,07	0,07	0,07
123678-HxCDF	0,44		56		0,04	0,04	0,04
123789-HxCDF	0,08			*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,16		56		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	1,54		58		0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	0,49	i		*	0,00	0,00	0,00
OCDF	3,93		54		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**0,60**	**0,63**	**0,62**
SUM PCDD/PCDF					**0,79**	**0,82**	**0,88**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,93		51				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,56						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1,37		54				0,14
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,34	i	56				0,00
SUM TE-PCB							**0,14**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/264
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Brevik
: Gl. 1+2
Sample type: Blåskjell
Sample amount: 40,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH737A_diox_21-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,09		84		0,09	0,09	0,09
12378-PeCDD	0,16		85		0,08	0,08	0,16
123478-HxCDD	0,09	i	85		0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,16		83		0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	0,08				0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,41		84		0,00	0,00	0,00
OCDD	0,54		109		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,21**	**0,21**	**0,28**
Furanes							
2378-TCDF	3,81		77		0,38	0,38	0,38
12378/12348-PeCDF	1,42			*	0,01	0,07	0,07
23478-PeCDF	0,82		78		0,41	0,41	0,41
123478/123479-HxCDF	1,08		77		0,11	0,11	0,11
123678-HxCDF	0,62		79		0,06	0,06	0,06
123789-HxCDF	0,13			*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,18		78		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	1,66		80		0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	0,72			*	0,01	0,01	0,01
OCDF	5,77		80		0,01	0,01	0,00
SUM PCDF					**1,04**	**1,09**	**1,09**
SUM PCDD/PCDF					**1,24**	**1,30**	**1,37**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	5,89		81				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,38						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1,27		84				0,13
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,38		82				0,00
SUM TE-PCB							**0,13**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/265
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Såstein / Mølen
:
Sample type: Torsk, lever
Sample amount: 5,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH737A_diox_21-03-2005

Compound	Concentration		Recovery		TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
		pg/g	%		pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins							
2378-TCDD		6,81	74		6,81	6,81	6,81
12378-PeCDD		1,59	78		0,80	0,80	1,59
123478-HxCDD	<	0,09	80		0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD		7,56	80		0,76	0,76	0,76
123789-HxCDD		3,61			0,36	0,36	0,36
1234678-HpCDD		2,48	78		0,02	0,02	0,02
OCDD		1,12	102		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**8,76**	**8,76**	**9,55**
Furanes							
2378-TCDF		113	71		11,3	11,3	11,3
12378/12348-PeCDF		142		*	1,42	7,10	7,10
23478-PeCDF		11,3	71		5,66	5,66	5,66
123478/123479-HxCDF		69,8	76		6,98	6,98	6,98
123678-HxCDF		70,6	73		7,06	7,06	7,06
123789-HxCDF		6,14		*	0,61	0,61	0,61
234678-HxCDF		14,7	72		1,47	1,47	1,47
1234678-HpCDF		22,4	75		0,22	0,22	0,22
1234789-HpCDF		13,8		*	0,14	0,14	0,14
OCDF		6,37	86		0,01	0,01	0,00
SUM PCDF					**34,9**	**40,6**	**40,6**
SUM PCDD/PCDF					**43,7**	**49,3**	**50,1**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)		426	72				0,04
344'5-TeCB (PCB-81)		21,0					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)		280	77				28,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		112	76				1,12
SUM TE-PCB							**29,2**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/266
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Jomfruland
: Gl. 1
Sample type: Torsk, lever
Sample amount: 5,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH737A_diox_21-03-2005

Compound	Concentration		Recovery		TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
		pg/g	%		pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins							
2378-TCDD		4,76	83		4,76	4,76	4,76
12378-PeCDD		2,03	85		1,01	1,01	2,03
123478-HxCDD	<	0,17	87		0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD		10,5	84		1,05	1,05	1,05
123789-HxCDD		4,15			0,42	0,42	0,42
1234678-HpCDD		3,81	85		0,04	0,04	0,04
OCDD		1,15	113		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**7,29**	**7,29**	**8,30**
Furanes							
2378-TCDF		84,3	81		8,43	8,43	8,43
12378/12348-PeCDF		118		*	1,18	5,89	5,89
23478-PeCDF		10,9	82		5,46	5,46	5,46
123478/123479-HxCDF		84,4	83		8,44	8,44	8,44
123678-HxCDF		56,8	82		5,68	5,68	5,68
123789-HxCDF		5,05		*	0,51	0,51	0,51
234678-HxCDF		14,7	81		1,47	1,47	1,47
1234678-HpCDF		25,4	83		0,25	0,25	0,25
1234789-HpCDF		11,7		*	0,12	0,12	0,12
OCDF		6,79	90		0,01	0,01	0,00
SUM PCDF					**31,6**	**36,3**	**36,3**
SUM PCDD/PCDF					**38,8**	**43,6**	**44,6**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)		400	80				0,04
344'5-TeCB (PCB-81)		15,6					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)		244	85				24,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		94,7	84				0,95
SUM TE-PCB							**25,4**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/267
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Breviksfjorden/Bjørkøya
: hanner
Sample type: Krabber
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH738_diox_22-03-2005

Compound	Concentration pg/g	Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins						
2378-TCDD	11,6	68		11,6	11,6	11,6
12378-PeCDD	64,0	73		32,0	32,0	64,0
123478-HxCDD	46,1	73		4,61	4,61	4,61
123678-HxCDD	74,4	72		7,44	7,44	7,44
123789-HxCDD	33,4			3,34	3,34	3,34
1234678-HpCDD	43,3	75		0,43	0,43	0,43
OCDD	13,1	99		0,01	0,01	0,00
SUM PCDD				**59,4**	**59,4**	**91,4**
Furanes						
2378-TCDF	313	71		31,3	31,3	31,3
12378/12348-PeCDF	372		*	3,72	18,6	18,6
23478-PeCDF	318	71		159	159	159
123478/123479-HxCDF	697	71		69,7	69,7	69,7
123678-HxCDF	188	68		18,8	18,8	18,8
123789-HxCDF	10,3		*	1,03	1,03	1,03
234678-HxCDF	135	76		13,5	13,5	13,5
1234678-HpCDF	523	73		5,23	5,23	5,23
1234789-HpCDF	24,2		*	0,24	0,24	0,24
OCDF	99,0	88		0,10	0,10	0,01
SUM PCDF				**303**	**318**	**318**
SUM PCDD/PCDF				**362**	**377**	**409**
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)	210	67				0,02
344'5-TeCB (PCB-81)	15,8					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	138	70				13,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	92,0	69				0,92
SUM TE-PCB						**14,7**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/268
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Eidangerfjorden
:
Sample type: Reker
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins						
2378-TCDD	0,68		60	0,68	0,68	0,68
12378-PeCDD	2,45		69	1,23	1,23	2,45
123478-HxCDD	1,02		66	0,10	0,10	0,10
123678-HxCDD	2,17		68	0,22	0,22	0,22
123789-HxCDD	1,17			0,12	0,12	0,12
1234678-HpCDD	0,92		70	0,01	0,01	0,01
OCDD	0,59		61	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				**2,35**	**2,35**	**3,58**
Furanes						
2378-TCDF	19,0		59	1,90	1,90	1,90
12378/12348-PeCDF	20,5		*	0,21	1,03	1,03
23478-PeCDF	5,52		65	2,76	2,76	2,76
123478/123479-HxCDF	7,72		65	0,77	0,77	0,77
123678-HxCDF	7,41		65	0,74	0,74	0,74
123789-HxCDF	1,34		*	0,13	0,13	0,13
234678-HxCDF	0,60		66	0,06	0,06	0,06
1234678-HpCDF	5,99		64	0,06	0,06	0,06
1234789-HpCDF	0,86		*	0,01	0,01	0,01
OCDF	1,95		67	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				**6,64**	**7,46**	**7,46**
SUM PCDD/PCDF				**9,00**	**9,82**	**11,0**
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)	8,07		59			0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,68					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	2,60		64			0,26
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,23		66			0,01
SUM TE-PCB						**0,27**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/269
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Såstein/Mølen
:
Sample type: Reker
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,03		80		0,03	0,03	0,03
12378-PeCDD	0,07	i	92		0,03	0,03	0,07
123478-HxCDD	0,04		88		0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,06		91		0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,04				0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,04		93		0,00	0,00	0,00
OCDD	0,08		81		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,08**	**0,08**	**0,12**
Furanes							
2378-TCDF	0,24		77		0,02	0,02	0,02
12378/12348-PeCDF	0,08			*	0,00	0,00	0,00
23478-PeCDF	0,05		84		0,02	0,02	0,02
123478/123479-HxCDF	0,03		85		0,00	0,00	0,00
123678-HxCDF	0,03		83		0,00	0,00	0,00
123789-HxCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	< 0,01		86		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF	0,04		88		0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
OCDF	< 0,02		83		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**0,06**	**0,06**	**0,06**
SUM PCDD/PCDF					**0,14**	**0,14**	**0,18**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	2,38		72				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,15						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	0,38		82				0,04
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,08		87				0,00
SUM TE-PCB							**0,04**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/270
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Jomfruland
: Hanner
Sample type: Krabber
Sample amount: 25,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration pg/g	Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins						
2378-TCDD	2,25	65		2,25	2,25	2,25
12378-PeCDD	11,1	66		5,53	5,53	11,1
123478-HxCDD	8,54	72		0,85	0,85	0,85
123678-HxCDD	14,8	71		1,48	1,48	1,48
123789-HxCDD	7,01			0,70	0,70	0,70
1234678-HpCDD	13,3	75		0,13	0,13	0,13
OCDD	9,60	70		0,01	0,01	0,00
SUM PCDD				**11,0**	**11,0**	**16,5**
Furanes						
2378-TCDF	40,4	62		4,04	4,04	4,04
12378/12348-PeCDF	42,9		*	0,43	2,14	2,14
23478-PeCDF	40,3	67		20,1	20,1	20,1
123478/123479-HxCDF	102	66		10,2	10,2	10,2
123678-HxCDF	36,2	67		3,62	3,62	3,62
123789-HxCDF	2,15		*	0,21	0,21	0,21
234678-HxCDF	20,4	71		2,04	2,04	2,04
1234678-HpCDF	119	72		1,19	1,19	1,19
1234789-HpCDF	5,70		*	0,06	0,06	0,06
OCDF	31,4	75		0,03	0,03	0,00
SUM PCDF				**42,0**	**43,7**	**43,7**
SUM PCDD/PCDF				**53,0**	**54,7**	**60,2**
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)	114	60				0,01
344'5-TeCB (PCB-81)	6,17					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	51,8	63				5,18
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	25,5	67				0,25
SUM TE-PCB						**5,45**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/271
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Såstein/Jomfruland
:
Sample type: Hummer
Sample amount: 14,7 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,16		75		0,16	0,16	0,16
12378-PeCDD	0,31		76		0,15	0,15	0,31
123478-HxCDD	0,12		78		0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,22	i	77		0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	< 0,04				0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,20		78		0,00	0,00	0,00
OCDD	0,38		69		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,35**	**0,35**	**0,50**
Furanes							
2378-TCDF	1,35		75		0,13	0,13	0,13
12378/12348-PeCDF	2,50			*	0,02	0,12	0,12
23478-PeCDF	0,70		77		0,35	0,35	0,35
123478/123479-HxCDF	1,44		76		0,14	0,14	0,14
123678-HxCDF	0,76		74		0,08	0,08	0,08
123789-HxCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,30		76		0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDF	0,71		75		0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,08			*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,29		68		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**0,77**	**0,87**	**0,87**
SUM PCDD/PCDF					**1,12**	**1,22**	**1,37**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	5,72		74				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,36						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1,49		77				0,15
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,44	i	79				0,00
SUM TE-PCB							**0,15**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/272
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Bjørkøya
:
Sample type: Ørret
Sample amount: 20,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration		Recovery		TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g		%		pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,38		73		0,38	0,38	0,38
12378-PeCDD	0,53		74		0,27	0,27	0,53
123478-HxCDD	0,05		75		0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,16		79		0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	< 0,04				0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,08	i	77		0,00	0,00	0,00
OCDD	0,12		68		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,67**	**0,67**	**0,94**
Furanes							
2378-TCDF	3,23		75		0,32	0,32	0,32
12378/12348-PeCDF	1,87			*	0,02	0,09	0,09
23478-PeCDF	2,74		78		1,37	1,37	1,37
123478/123479-HxCDF	0,94		71		0,09	0,09	0,09
123678-HxCDF	0,68		72		0,07	0,07	0,07
123789-HxCDF	0,05			*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,14		77		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,26		75		0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	< 0,01			*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,25		75		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**1,90**	**1,97**	**1,97**
SUM PCDD/PCDF					**2,57**	**2,64**	**2,91**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	11,3		69				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,77						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	4,75		73				0,47
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,70		78				0,02
SUM TE-PCB							**0,49**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/273
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Breviksfjorden/Bjørkøy
:
Sample type: Ål
Sample amount: 20,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g		%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins						
2378-TCDD	1,04		72	1,04	1,04	1,04
12378-PeCDD	5,65		83	2,83	2,83	5,65
123478-HxCDD	2,23		81	0,22	0,22	0,22
123678-HxCDD	5,52		79	0,55	0,55	0,55
123789-HxCDD	1,07			0,11	0,11	0,11
1234678-HpCDD	1,49		83	0,01	0,01	0,01
OCDD	0,57		78	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				**4,76**	**4,76**	**7,59**
Furanes						
2378-TCDF	0,67		74	0,07	0,07	0,07
12378/12348-PeCDF	1,02			* 0,01	0,05	0,05
23478-PeCDF	8,82		79	4,41	4,41	4,41
123478/123479-HxCDF	25,9		76	2,59	2,59	2,59
123678-HxCDF	12,8		76	1,28	1,28	1,28
123789-HxCDF	0,45			* 0,05	0,05	0,05
234678-HxCDF	3,20		81	0,32	0,32	0,32
1234678-HpCDF	8,87		80	0,09	0,09	0,09
1234789-HpCDF	2,71			* 0,03	0,03	0,03
OCDF	2,38		83	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				**8,84**	**8,88**	**8,88**
SUM PCDD/PCDF				**13,6**	**13,6**	**16,5**
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,74		71			0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,79					0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	21,1		76			2,11
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	18,5		81			0,19
SUM TE-PCB						**2,29**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/274
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Såstein /Mølen
:
Sample type: Makrell
Sample amount: 20,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration pg/g		Recovery %		TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,17		68		0,17	0,17	0,17
12378-PeCDD	0,22		71		0,11	0,11	0,22
123478-HxCDD	0,07	i	70		0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,09	i	68		0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	< 0,05				0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,06	i	67		0,00	0,00	0,00
OCDD	0,07		65		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,30**	**0,30**	**0,41**
Furanes							
2378-TCDF	3,95		69		0,40	0,40	0,40
12378/12348-PeCDF	1,18			*	0,01	0,06	0,06
23478-PeCDF	1,06		72		0,53	0,53	0,53
123478/123479-HxCDF	0,39		69		0,04	0,04	0,04
123678-HxCDF	0,25		65		0,03	0,03	0,03
123789-HxCDF	0,03			*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,09		70		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,12		68		0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	< 0,02			*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,08		72		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**1,02**	**1,06**	**1,06**
SUM PCDD/PCDF					**1,32**	**1,36**	**1,47**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	42,4		70				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	2,33						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	8,02		71				0,80
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,05		72				0,01
SUM TE-PCB							**0,82**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of
PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/275
Customer: NIVA v/Anders Ruus
Customers sample ID: Breviksfjorden/Bjørkøy
:
Sample type: Sildfilet
Sample amount: 20,0 g Total sample amount:
Concentration units: pg/g
Data files: DH742_diox_31-03-2005

Compound	Concentration		Recovery		TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g		%		pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins							
2378-TCDD	0,24		70		0,24	0,24	0,24
12378-PeCDD	0,68		78		0,34	0,34	0,68
123478-HxCDD	0,16		76		0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,46		73		0,05	0,05	0,05
123789-HxCDD	0,08				0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,16		77		0,00	0,00	0,00
OCDD	0,12		70		0,00	0,00	0,00
SUM PCDD					**0,65**	**0,65**	**0,99**
Furanes							
2378-TCDF	4,15		71		0,41	0,41	0,41
12378/12348-PeCDF	2,77			*	0,03	0,14	0,14
23478-PeCDF	3,49		75		1,75	1,75	1,75
123478/123479-HxCDF	1,84		74		0,18	0,18	0,18
123678-HxCDF	1,30		73		0,13	0,13	0,13
123789-HxCDF	0,10			*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,39		75		0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDF	0,69		75		0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,14	i		*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,31		79		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF					**2,56**	**2,67**	**2,67**
SUM PCDD/PCDF					**3,21**	**3,32**	**3,66**
nonortho - PCB							
33'44'-TeCB (PCB-77)	36,9		69				0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	1,23						0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	9,94		72				0,99
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	3,08		76				0,03
SUM TE-PCB							**1,03**

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)
i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)
TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)
< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b : Lower than 10 times method blank
g : Recovery is not according to NILUs quality criteria
* : Samplingstandard NS-EN 1948

4. versjon 23.05.2003 GSK

Results of PCN Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/258 B
Customer: NIVA v/ Anders Ruus
Customers sample ID: Bjørkøya
:
Sample type: Torsk, lever
Sample amount: 1 g
Concentration units: pg/g
Data files: VA937

Compound	Concentration pg/g
1357-TeCN	242
1256-TeCN	3,37
2367-TeCN	0,54
Sum-TeCN	**561**
12357-PeCN	6 722
12367-PeCN	9,83
12358-PeCN	5,88
Sum-PeCN	**7 793**
123467-HxCN+123567-HxCN	26 374
123568-HxCN	927
124568-HxCN+124578-HxCN	352
123678-HxCN	2,82
Sum-HxCN	**29 913**
1234567-HpCN	3 073
1234568-HpCN	209
Sum-HpCN	**3 282**
Sum-TeCN - HpCN	**41 551**
Recovery:	64

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
(i) : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
(b) : Lower than 10 times method blank
(g) : Recovery is not according to NILUs quality criteria (>40% and <120%)

2. versjon 29.11.01 GSK

Results of PCN Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/259
Customer: NIVA v/ Anders Ruus
Customers sample ID: Frierfjorden
: Gl. 1
Sample type: Torsk lever
Sample amount: 1 g
Concentration units: pg/g
Data files: VA937

Compound	Concentration pg/g	
1357-TeCN	1 307	
1256-TeCN	4,25	
2367-TeCN	0,55	i
Sum-TeCN	**1 795**	
12357-PeCN	11 010	
12367-PeCN	16,8	
12358-PeCN	8,53	
Sum-PeCN	**12 485**	
123467-HxCN+123567-HxCN	16 802	
123568-HxCN	700	
124568-HxCN+124578-HxCN	216	
123678-HxCN	4,58	
Sum-HxCN	**19 449**	
1234567-HpCN	1 554	
1234568-HpCN	48,0	
Sum-HpCN	**1 602**	
Sum-TeCN - HpCN	**35 331**	
Recovery:	52	

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
(i) : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
(b) : Lower than 10 times method blank
(g) : Recovery is not according to NILUs quality criteria (>40% and <120%)

2. versjon 29.11.01 GSK

Results of PCN Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/260 B
Customer: NIVA v/ Anders Ruus
Customers sample ID: Frierfjorden
: Gl. 2
Sample type: Torsk lever
Sample amount: 1 g
Concentration units: pg/g
Data files: VA937

Compound	Concentration pg/g
1357-TeCN	1 772
1256-TeCN	3,79
2367-TeCN	1,58
Sum-TeCN	**2 216**
12357-PeCN	12 211
12367-PeCN	8,07
12358-PeCN	6,16
Sum-PeCN	**14 030**
123467-HxCN+123567-HxCN	29 261
123568-HxCN	1 227
124568-HxCN+124578-HxCN	650
123678-HxCN	4,27
Sum-HxCN	**34 133**
1234567-HpCN	3 493
1234568-HpCN	320
Sum-HpCN	**3 813**
Sum-TeCN - HpCN	**54 192**
Recovery:	76

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
(i) : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
(b) : Lower than 10 times method blank
(g) : Recovery is not according to NILUs quality criteria (>40% and <120%)

2. versjon 29.11.01 GSK

Results of PCN Analysis

Encl. to measuring report: O-3304
NILU sample number: 05/261 B
Customer: NIVA v/ Anders Ruus
Customers sample ID: Frierfjorden
: Gl. 3
Sample type: Torsk, lever
Sample amount: 1 g
Concentration units: pg/g
Data files: VA937

Compound	Concentration pg/g
1357-TeCN	71,5
1256-TeCN	2,51
2367-TeCN	0,73
Sum-TeCN	**337**
12357-PeCN	5 313
12367-PeCN	9,02
12358-PeCN	4,81
Sum-PeCN	**6 124**
123467-HxCN+123567-HxCN	22 572
123568-HxCN	734
124568-HxCN+124578-HxCN	289
123678-HxCN	2,99
Sum-HxCN	**25 593**
1234567-HpCN	2 437
1234568-HpCN	131
Sum-HpCN	**2 567**
Sum-TeCN - HpCN	**34 622**
Recovery:	48

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
(i) : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
(b) : Lower than 10 times method blank
(g) : Recovery is not according to NILUs quality criteria (>40% and <120%)

2. versjon 29.11.01 GSK

Vedlegg 3

$TE_{PCDF/PCDD}$ på våtvekts og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell 1975-2004

Vedleggstabell 3-1. Σ $TE_{PCDF/PCDD}$ i utvalgte fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975 - 76) 1987 - 2004, ng TE/kg våtvekt og ng TE/kg fett. Kilder foruten overvåkings-rapporter 1990 - 2004: 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)	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
TORSKELEVER	1975	42730	28,0	152600
Frierfjorden	1976	7610	46,6	16330
	1987 [1)]	6340	40 [1)]	15750[1)]
	1991	1145	35,2	3253
	1992	979	42,8	2315
	1993 [2)]	531	39,2	1328
	1994	837	33,7	2484
	1995	1055	40,8	2586
	1996	925	33,8	2737
	1997	701	47,2	1485
	1998	673	24,2	2781
	1999	246	37,2	663
	2000	120	19,9	603
	2001	587	24,2	2426
	2002	432	17,4	2483
	2003-1	361	12,3	2935
	2003-2	374	15,2	2461
	2003-3	380	16,6	2289
	2004-1	430	16,3	2646
	2004-2	286	11,0	2600
	2004-3	301	12,8	2346
Breviksfjorden	1988	1467	40 [3)]	3668[3)]
	1991	304	33,7	902
	1992	481	36,4	1321
	1993	296	33,1	894
	1994	501	42,1	1190
	1995	162	40,4	401
	1996	178	42,5	419
	1997	228	42,3	539
	1998	158	22,8	692
	1999	170	32,2	528
	2000	142	18,2	779
	2001	182	22,1	824
	2002	282	16,9	1667
	2003	284	39,0	728
	2004	228	40,0	570
Såstein	1988	580	40 [3)]	1450[3)]
	1991	153	45,7	335
	1992	69,8	58,7	119
	1993	101	47,6	212
	1994	114	41,7	273
	1995	90,4	32,1	282
	1996	110	60,8	180
	1997	107	61,0	175
	1998	76,5	46,1	166
	1999	38,8	36,6	106
	2000	65,2	26,7	244
	2001	56,7	29,4	193
	2002	29,2	52,44	56
	2003	32,5	47,6	68
	2004	50,1	48,4	103

(tabell 3-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett (NILU)	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
TORSKELEVER	2002-1	49,7	52,17	95
Jomfruland	2002-2	42,0	47	89
	2003-1	47,1	45,7	103
	2003-2	39,4	37,8	104
	2003-3	47,8	48,6	98
	2004	44,6	45,2	99
KRABBESMØR, HANNER	1988	2780	6.0	46333
Ringshlm./Frierfjorden	1990	2383	13.0	18330
	1991	1039	11.9	8731
	1992	1850	12.0	15417
	1993	811	7.8	10397
	1994	1821	10.5	17343
	1995	1835	10.3	17815
	1996	1772	9.1	19473
	1997	1478	15.5	9535
	1999	1039	8,1	12827
	2000	685	11,6	5905
Bjørkøyb./Breviksfjorden	1990	2756	16.2	17012
	1991	1880	16.2	11604
	1992	867	14.6	5938
	1993	549[4)]	12.7	4323
	1994	648	27.8	2331
	1995	425	13.8	3080
	1996	566	19.2	2948
	1997	529	14.3	3699
	1999	361	10,1	3574
	2000	528	14,3	3692
	2001	417	11,3	3690
	2002 [6)]	213	13,7	1555
	2003 [6)]	143	12,1	1182
	2004	409	8,4	4852
Arøya, Dybingen	1988	286	7.9	3620
	1990	399	19.7	2025
	1991	175[5)]	24.5	715
	1992	269	20.8	1293
	1993	58,8	7.3	805
	1994	54,9	12.3	446
	1995	74,1	14.6	508
	1996	170	19.8	859
	1997	263	14.0	1879
	1999	83,2	11,7	711
	2000	52,8	20,2	262
	2001	96,8	18,8	514
Såstein	1988	546	20.4	2676
	1990	249	16.3	1524
	1991	211[8)]	23.8	887
	1992	163	18.0	906
	1993	68,7	12.0	573
	1994	127	11.7	1081
	1995	108	14.8	730
	1996	138	18.5	746
	1997	329	15.5	2123
	1999	120	20,0	600
	2000	73,6	19,7	375

(tabell 3-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett (NILU)	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
Åbyfjorden	1988	250	18.0	1388
	1990	102	17.1	597
	1991	82,0	18.3	448
	1992	218	32.2	677
	1993	-	-	-
	1994	98,9	16.4	603
	1995	131	14.0	936
	1996	216	21.6	1000
	1997	118	14.7	803
	1999	134	19,8	677
	2000	57,6	18,8	307
	2001	95,6	17,5	546
Jomfruland	1988	81,5	6.9	1181
	1990	99,1	26.0	381
	1991	47,4	22.3	213
	1992	67,9	25.1	271
	1993	56,0	13.7	409
	1994	-	-	-
	1995	41,7	16.6	251
	1996	28,9	18.9	153
	1997	45,6	17.5	261
	2000	24,7	19,3	128
	2002	5,45	5,42	104
	2003 [7)]	44,6	12,5	357
	2004	60,2	13,1	459
BLÅSKJELL				
Crofthlm./	1989	235	1.30	18076
Breviksfjorden	1990	10,5[9)]	1.30	808
	1991	12,7	1.30	979
	1992	15,0	1.70	882
	1993	9.95[10)]	2.37	419
	1994	6,27	1.63	385
	1995	5,45	1.1	495
	1996	5,02	1.6	314
	1997	5,35	1.64	326
	1998	3,26	1,3	251
	1999	3,62	1,7	212
	2000	3,18	1,01	315
	2001	2,64	1,26	210
	2002	2,24	1,03	217
	2003	3,61	1,3	278
	2004	1,37	1,1	120

(tabell 3-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett (NILU)	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
Helgeroa	1989	98,2	1.78	5556
	1990	23,7[9)]	1.70	1394
	1991	1.89	1.40	135
	1992	2,15	1.35	159
	1993	2,04[10)]	2.24	91
	1994	1.92	2.10	91
	1995	1.77	2.0	89
	1996	1.97	1.4	141
	1997	2,16	2.22	97
	1998	1,13	1,7	66
	1999	1,51	1,5	101
	2000	1,08	1,30	83
	2001	1,84	1,46	126
	2002	0,90	0,8	113
	2003	0,99	0,6	165
	2004	2,29	1,4	160
Klokkertangen	1989	54,6	1.31	4168
	1990	14,0[9)]	1.40	1000
	1991	3.99	1.60	249
	1993	2,06[10)]	1.75	118
	1997	1,04[11)]	1.17	89
	2000	1,27	1,72	74
	2002	0,37	0,99	37
	2003	0,48	0,9	53
	2004	0,88	0,95	93

Fotnoter til vedleggstabell 3-1 over $TE_{PCDF/PCDD}$ i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarks-kysten (1975 - 76) 1987 - 2003.

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 og Folkehelsa.
3) Antatt fett-% 40 (ikke målt).
4) NILU-verdi - ubetydelig forskjellig fra parallellanalyse ved Folkehelsa.
5) Oktoberverdien av 4 prøver aug. - nov. (100 - 171 ng/kg v.v.).
6) Kun hunner
7) Like antall hunner og hanner
8) Oktoberverdien av 4 prøver aug. - nov. (84 - 180 ng/kg v.v.).
9) Prøven fra Croftholmen er fra des. 1990, dvs. nærmere et halvt år etter siste steg i rensetil-takene 1989 - 90 var iverksatt, mens prøvene fra Helgeroa og Klokkertangen er fra mars 1990.
10) Analysert ved Folkehelsa.
11) Fra 31/8-97, mens prøvene fra de øvrige overvåkingsstasjonene er fra 13/4-97.

Vedlegg 4

$TE_{non\text{-}orto\ PCB}$ i lever av torsk 1993-2004, på våtvekts- og fettvekts-basis

Vedleggstabell 4-1. $TE_{non\text{-}orto\ PCB}$ i lever av torsk fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1993-2004, ng/kg våtvekt og ng/kg fett. Avrundede tall.

Stasjoner/år	Våtvekt-basis	Fettvekt-basis
Frierfjorden		
1993	**104**	**259**
1994	**138**	**409**
1995	**175**	**429**
1996	**246**	**728**
1997	**163**	**345**
1998	**178**	**736**
1999	**63**	**171**
2000	**78**	**389**
2001	**128**	**529**
2002	**88**	**506**
2003-1	**80**	**651**
2003-2	**84**	**555**
2003-3	**72**	**432**
2004-1	**122**	**748**
2004-2	**82**	**742**
2004-3	**95**	**742**
Breviksfjorden		
1993	**136**	**410**
1994	**189**	**449**
1995	**70**	**174**
1996	**89**	**210**
1997	**119**	**281**
1998	**94**	**411**
1999	**89**	**276**
2000	**65**	**357**
2001	**73**	**330**
2002	**111** [1)]	**657** [1)]
2003	**55** [1)]	**141** [1)]
2004	**48**	**118**
Såstein		
1993	**74**	**156**
1994	**72**	**172**
1995	**75**	**234**
1996	**72**	**118**
1997	**59**	**97**
1998	**54**	**117**
1999	**35**	**97**
2000	**50**	**187**
2001	**38**	**129**
2002	**17**	**32**
2003	**19**	**40**
2004	**29**	**60**
Jomfruland		
2002-1	**31**	**59**
2002-2	**32**	**68**
2003-1	**47**	**51**
2003-2	**39**	**68**
2003-3	**48**	**53**
2004	**25**	**56**

1) Tatt i Eidangerfjord/Breviksfjord

Vedlegg 5

Rådata for NIVA-analyser av tinnorganiske forbindelser i torskelever 2004.

Vedleggstabell 5-1. Rådata for NIVA-analyser av tinnorganiske forbindelser i torskelever fra Frierfjorden og Breviksfjorden og 2004.

Prøvenr	Status	MARKING Merket	Mottatt NIVA	TTS/% % B 3	MBT-B µg MBT/kg H 14-2*	DBT-B µg DBT/kg H 14-2*	TBT-B µg TBT/kg H 14-2*
2005-00233	Rapportert	Torsk Frierfjorden glass 1	03.02.2005	33,1	<5	33	29
2005-00233	Rapportert	Torsk Frierfjorden glass 2	03.02.2005	30,1	<5	20	28
2005-00233	Rapportert	Torsk Frierfjorden glass 3	03.02.2005	32	<5	18	27
2005-00233	Rapportert	Torsk Bjørkøya	03.02.2005	54,2	<5	15	27

Prøvenr		Status	MARKING Merket	Mottatt NIVA	MPhT-B µg MPhT/kg H 14-2*	DPhT-B µg DPhT/kg H 14-2*	TPhT-B µg TPhT/kg H 14-2*
2005-00233	1	Rapportert	Torsk Frierfjorden glass 1	03.02.2005	<5	<5	6,4
2005-00233	2	Rapportert	Torsk Frierfjorden glass 2	03.02.2005	<5	<5	<5
2005-00233	3	Rapportert	Torsk Frierfjorden glass 3	03.02.2005	<5	<5	9,2
2005-00233	4	Rapportert	Torsk Bjørkøya	03.02.2005	<5	<5	<5

Statens forurensningstilsyn (SFT)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksradresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
Internett: www.sft.no

Utførende institusjon	Kontaktperson SFT	ISBN-nummer
Norsk institutt for vannforskning	Eli Mathisen	82-577-4783-1

	Avdeling i SFT	TA-nummer
	Næringslivsavdelingen	2125/2005

Oppdragstakers prosjektansvarlig	År	Sidetall	SFTs kontraktnummer
Torgeir Bakke	2005	41 + vedlegg	4005122

Utgiver	Prosjektet er finansiert av
Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 5078-2005	Statens forurensningstilsyn, Norsk Hydro Produksjon a.s., Hydro Polymers a.s, Noretyl a.s., Eramet Norway a.s

Forfattere

Bakke, Torgeir
Ruus, Anders
Bjerkeng, Birger
Knutsen, Jan Atle, HI
Schlabach, Martin, NILU

Tittel

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2004

Sammendrag

Overvåkingen omfatter analyser av dioksiner, non-ortho PCB, PCN og tinnorganiske forbindelser i organismer. Reker fra Såstein har siden 2002 tilfredsstilt grenseverdi for konsum. Ingen andre prøver fra 2004 tilfredsstilte grenseverdien. Dioksiner i torskelever i Frierfjorden er redusert med en faktor 3,5 siden 1995. Torsk fra Breviksfjorden viste en gradvis økning i dioksiner, non-ortho PCB og PCN i den samme perioden, mens det i ytre område har det vært en gradvis nedgang siden 1990. Reduksjonen i dioksiner i torsk i Grenlandsområdet er derfor langsom og ikke entydig. Krabbesmør fra Breviksfjorden har steget gradvis siden 1995. Stigning er også påvist ved Jomfruland. Blåskjell viser klart fall i dioksin over tid i Breviksfjorden og i ytre område fram til 2003, deretter en økning. Grunnen til at blåskjell, krabbe og hummer fra ytre område viste en økning i dioksin i 2004 er ikke kjent. Fortsetter trenden i 2005, bør større overvåkingsinnsats i ytre område vurderes. TBT i torskelever fra Frierfjorden viste klar nedgang i 2004 i forhold til tidligere. Nivået er nå det samme som i Breviksfjorden. Samlet inntrykk er at overvåkingen 2004 har dekket formålet i langstidsprogrammet, og at det evt med unntak for dioksiner i ytre område ikke er behov for å modifisere programmet for 2005.

4 emneord	4 subject words
PCDF/PCDD ("dioksiner")	PCDF/PCDD ("dioxins")
Non-ortho PCB	Non-ortho PCB
PCN	Poly-clorinated naphtalenes (PCN)
Tinnorganiske forbindelser	Organotin compounds