

Statlig program for forurensningsovervåking

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra
Grenlandsfjordene 2003

Rapport:

TA-nummer: 2052/2004

ISBN-nummer: 82-577-4579-0

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning

• **Grenlandsfjordene**
• **2003**

Rapport
911/04

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra
Grenlandsfjordene 2003

NIVA prosjektnr. O-22083

NIVA løpenr. 4892/2004

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

Foreliggende rapport presenterer resultatene fra overvåking av miljøgifter i organismer fra 2003. Overvåkingen i 2003 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-orto PCB og polyklorerte naftalener (PCN): Martin Schlabach, NILU.
- Tilrettelegging 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, 26.10.2004

Torgeir Bakke

Innhold

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 1. | Sammendrag | 5 |
| 1. | Bakgrunn og formål | 9 |
| 2. | Utslippsforhold..... | 11 |
| 3. | Metodikk..... | 13 |
| 3.1 | Feltarbeid | 13 |
| 3.2 | Prøveopparbeidelse..... | 13 |
| 3.3 | Kjemiske analysemetoder..... | 15 |
| 3.4 | Beregning av toksisitetsekvivalenter, statistiske analyser | 15 |
| 4. | Resultater..... | 17 |
| 4.1 | Fettinnhold..... | 17 |
| 4.2 | Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD)..... | 17 |
| 4.2.1 | Resultater 2003 | 17 |
| 4.2.2 | Overkonsentrasjon av dioksiner | 18 |
| 4.2.3 | Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2003 | 19 |
| 4.2.4 | Sammenlikning av dioksinprofiler | 24 |
| 4.3 | Toksisitetsekvivalenter for nonortho – polyklorerte bifenyler (PCB)..... | 30 |
| 4.3.1 | Resultater for 2003 | 30 |
| 4.3.2 | Tidsutvikling i non-ortho PCB i torskelever 1993 - 2003 | 31 |
| 5. | Tilstand og utvikling i de enkelte fjordområdene..... | 33 |
| 5.1 | Ytre område | 33 |
| 5.2 | Breviksfjorden | 33 |
| 5.3 | Eidangerfjorden | 33 |
| 5.4 | Frierfjorden | 34 |
| 6. | Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger | 35 |
| 7. | Konsekvenser for langtidsprogrammet 2004 – 2007 | 37 |
| 8. | Litteratur | 39 |
| 9. | Vedleggsregister | 41 |

1. Sammendrag

Overvåkingen av Grenlandsfjordene i 2003 har som de to foregående årene, representert en mellomperiode mellom langtidsprogrammet (LTP) for 1996-2000 og det nye langtidsprogrammet for 2004-2007. Hovedbegrunnelsen for å fortsette overvåkingen har vært det fremdeles høye forurensningsnivået fra tidligere store utslipp av klororganiske stoffer (særlig dioksiner) fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk på Herøya. Det er også ønske om å følge utviklingen etter nedleggelsen av magnesiumfabrikken i 2002.

I denne rapporten presenteres resultatene fra overvåkingen i 2003, gjort etter programforslag av 5. juni 2003 utarbeidet av NIVA og HI. Målsetningen har vært dels å videreføre viktige historiske dataserier i perioden mellom langtidsprogrammene, dels å kartlegge dioksinnivåene i viktige kommersielle arter i utvalgte deler av fjordsystemet med vekt på de ytre områdene.

Videreføring av historiske dataserier er dekket gjennom analyse av:

- blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Jomfruland.
- taskekrabbe fra Bjørkøybåen og Klokkertangen/Jomfruland.
- torskelever fra Frierfjorden, Brevikfjorden og Såstein.
- sjø-ørret fra Frierfjorden og Breviksfjorden.

Nye måleserier for å kartlegge dioksinnivåer i viktige kommersielle arter omfatter analyse av:

- reker fra Brevikstrømmen/Eidangerfjorden og fra området utenfor Såstein-Mølen
- hummer fra området Såstein/Jomfruland
- torskelever fra området Klokkertangen/Jomfruland
- ål, sild, makrell og sjø-ørret fra Eidangefjorden.

Analyseprogrammet i 2003 har vært begrenset til fettinnhold og innhold av dioksiner og non-ortho PCB i vevsprøvene. Analyseprogrammet har vært det samme for alle prøvene.

Resultatene presenteres og diskuteres i form av toksisitetsekvivalenter.

Overkonsentrasjon i forhold til bakgrunnsnivå av toksisitetsekvivalenter har gått noe ned i torskelever fra Frierfjorden, men var uendret i lever fra ytre område. Overkonsentrasjonen i krabbesmør var omtrent halvert siden 2002 i Breviksfjorden, mens den var økt til 4 ganger ved Jomfruland i 2003 mot ingen overkonsentrasjon i 2002. Blåskjell viste jevnt over ingen endring siden 2002. Sild, sjø-ørret og ål fra Eidanger-området viste alle en overkonsentrasjon på ca 3 ganger. For ål var dette en kraftig bedring siden 2002, for de andre var det bare små endringer. Makrell fra Eidanger hadde noe høyere overkonsentrasjon, 8 ganger. Reker fra Eidanger hadde en overkonsentrasjon på hele 47 ganger, som er nesten en dobling fra 2002, mens reker og hummer fra Såstein-Mølen-Jomfruland lå omtrent på bakgrunnsnivå.

Langtidsseriene konkluderte fortsatt med at dioksinnivåene i de undersøkte artene gradvis har avtatt også i det som tilsynelatende har vært en utflatningsperiode etter 1990. Enkelte økninger er også registrert; dette gjelder torskelever fra Breviksfjorden, reker fra Eidanger og muligens krabbe fra Jomfruland. Reduksjonen har gått sakte og under uendrede forhold vil det antakelig fortsatt skje en ganske langsom forbedring mhp. spiselighet av torskelever og krabbeinnmat fra Frierfjorden/Breviksfjorden. Dette samsvarer med resultatene fra DIG-prosjektet som indikerer at grensen for spiselighet i torsk først vil nåes etter år 2010 i ytre fjord, og nærmere år 2030 i Frierfjorden dersom ingen tiltak gjøres.

Torsk og blåskjell viste relativt klare endringer i dioksinsammensetning (profil) fra indre til ytre område, og over tid innenfor delområder. Endringene samsvarer med en gradvis mindre påvirkning fra de typiske dioksinprofilene i Hydros utslipp. Krabbesmør viste ikke klare profilendringer i tid eller utover fjordsystemet, og en forklaring kan være at krabbene har en tettere kontakt med bunnsedimentene enn blåskjell og torsk.

Det ble påvist en større profilendring i torskelever mellom 2001 og 2002/2003 enn det som ble funnet mellom to påfølgende år tidligere. Nedstenging av magnesiumfabrikken skjedde i denne tidsperioden, men er neppe årsaken, både fordi en så rask profilendring i torskelever ansees usannsynlig og siden samme profilmforskyvning ikke ble funnet i blåskjell som forventes å reagere raskere på endring av dioksiner i vannmassene enn torsk.

Nivåene av non-ortho PCB i torskelever i 10-års perioden 1993 til 2003 sank gradvis ved Såstein, men ikke i Frierfjorden (svak økning) eller Breviksfjorden. For de øvrige artene var det bare blåskjell som viste en entydig nedgang i non-ortho PCB over alle stasjoner mellom 2002 og 2003. Ål fra Eidanger viste også en klar nedgang i non-ortho PCB fra 2002 til 2003. De øvrige artene viste bare små endringer.

En samlet vurdering av tilstanden i ytre del av fjordsystemet i 2003 (Fra Såstein-Mølen og utover) viser at hummer, reker og blåskjell hadde dioksinnivå som lå under grenseverdien for konsum (kanadisk grenseverdi er brukt). Torskelever og krabbesmør lå fortsatt over grensen. I fjordsystemet innenfor grensen Såstein-Mølen var det flere arter som har viste nedgang i dioksinnivå over tid, men likevel var det ingen av prøvene fra 2003 som lå under grenseverdien for konsum.

Overvåkingen 2003 har vist at det fortsatt er behov for å følge utviklingen av dioksinforurensningen i organismer i Grenlandsfjordene, både fordi dioksin-nivåene for flere arter fortsatt ligger over det nivået man anser for å være betryggende for konsum, og fordi det er det ønskelig å overvåke eventuelle miljøgevinster av nedstengningen av magnesiumfabrikken på Herøya.

Resultatene fra 2003 tilsier ingen dyptgripende endringer i det anbefalte Langtidsprogram (LTP) 2004 – 2007. LTP foreslår at analyse av reker fra Såstein-Mølen sløyfes siden nivået er nær bakgrunn. Resultatene fra 2003 bekrefter at dette er forsvarlig. Økningen i dioksiner fra 2002 til 2003 i krabbe fra Jomfruland bekrefter at det er viktig å beholde krabbe-analyser herfra. Den gode parallelliteten mellom de 3 blandprøvene av torskelever fra Frierfjorden og Jomfruland i 2003 tilsier at det ikke er behov for parallellanalyser hvert av årene i LTP. En øket overvåking av PCN (polyklorerte naftalener) er også anbefalt i LTP og støttes siden PCN ikke er dekket verken i 2002 eller 2003.

Summary

Title: Monitoring of micropollutants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2003

Year: 2004

Authors: Torgeir Bakke, Anders Ruus, Birger Bjerkeng, Jan Atle Knutsen, Martin Schlabach,

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4370-4

The environmental monitoring of Grenlandsfjordene in 2003 has, as in 2001 and 2002, been an interim activity linking the Long Term Programme (LTP) 1996-2000 with a new LTP for the period 2004 – 2007. The main reason for continued body burden monitoring has been the persistently elevated contamination levels caused by earlier large discharges of chlorinated organic compounds (in particular dioxins) from the magnesium factory of Norsk Hydro at Herøya. This focus has been augmented by a wish to follow the environmental development after complete shut-down of the factory in 2002.

This report presents the results of the 2003 monitoring, performed according to a program proposal from NIVA and HI dated 5 June 2003. The purpose has been to continue historical time series of data in the interim period, and also to monitor dioxin levels in important commercial species of fish and shellfish, especially in the outer reaches of the fjord system.

Continuation of historical time series is covered by analyses of:

- Blue mussels from Croftholmen, Helgeroa and Jomfruland
- Edible crab (*Cancer pagurus*) hepatopancreas from Bjørkøybåen and Klokkertangen/Jomfruland.
- Cod liver from Frierfjorden, Brevikfjorden and Såstein.
- Sea trout filet from Frierfjorden and Breviksfjorden

Coverage of commercial species comprised analysis of:

- Shrimp (*Pandalus borealis*) tail meat from Brevikstrømmen/Eidangerfjorden and the area outside Såstein-Mølen
- Lobster tail meat from Såstein/Jomfruland
- Cod liver from the Klokkertangen/Jomfruland area
- Filet of eel, herring, mackerel, and sea trout from Eidangerfjorden.

The program has covered analysis of lipids, dioxins (PCDF/D) and non-ortho PCBs in all tissue samples.

The overconcentration relative to known or assumed background levels of toxic equivalents ($TE_{PCDF/D}$) was slightly reduced in cod liver from Frierfjorden since 2002, but remained unchanged in the outer region. The overconcentration in crabs had been reduced by about 50 % since 2002 in Breviksfjorden, but had increased to 4 times at Jomfruland, where no overconcentration was seen in 2002. Herring, sea trout, and eel from the Eidanger area all had overconcentration of about 3 times. For eel this was a strong improvement since 2002, but no change for the other species. Mackerel from Eidangerfjord had an overconcentration of 8 times. Shrimp had an overconcentration of more than 47 times which is a doubling since 2002, while shrimp and lobster from Såstein-Mølen-Jomfruland were at background levels.

For all species in general the time series analysis concluded that the dioxin levels were gradually declining also during the period of slow depuration after 1990. Some increases were

also recorded, e.g. for cod from Breviksfjorden, shrimp from Eidanger, and possibly crabs from Jomfruland. The reductions in dioxin levels have all over been slow. Even though further improvement is expected in the years to come, one must assume that the development towards edibility of cod liver and crab hepatopancreas will be very slow in Frierfjorden and Breviksfjorden, under the prevailing conditions. This is in accordance with simulations made in the DIG project suggesting that edibility in cod will not be reached until after 2010 in the outer region, and around 2030 in Frierfjorden.

Cod and blue mussels showed distinct changes in dioxin profiles (relative composition of congeners) from the inner to the outer regions of the fjord system and over time. The profile changes were as expected from gradually lower influence from the typical dioxin profiles of the Hydro discharges. Crabs did not show any systematic spatial or temporal profile changes. One explanation may be the closer association to the bottom sediments of crabs than of cod and blue mussels.

In cod liver a larger profile change was seen between 2001 and 2002/2003 than between any consecutive years before. The shut-down of the magnesium factory occurred in this period, but is not likely the cause for the profile change, both since such a rapid response in cod liver is unlikely and since a corresponding profile change was not found in blue mussels. One must assume that mussels react more rapidly than cod to changes in dioxins in the waters.

The levels of non-ortho PCBs in cod liver declined gradually during the period 1993 – 2003 at Såstein, but not in Frierfjorden (slight increase) or in Breviksfjorden. Among the other species only blue mussels showed a decline in non-ortho PCBs at all stations from 2002 to 2003. Eel from Eidanger also showed a clear reduction in non-ortho PCBs, but for the other species the changes were only minor.

An overall assessment of the conditions in the outer reaches of the fjord system (seaward from Såstein-Mølen) in 2003 showed that lobster, shrimp, and blue mussels had dioxin levels below a Canadian limit for safe consumption. Cod liver and crab hepatopancreas were above this limit. Inside of the Såstein-Mølen borderline several species demonstrated a reduction in dioxin content with time, but none were below the limit for safe consumption in 2003.

The monitoring in 2003 has provided arguments to continue monitoring of contaminants in organisms in Grenlandsfjordene. This is primarily because the dioxin levels for several species still are above the limit considered safe for human consumption. Also there is an urge to monitor the possible environmental benefits from the shut-down of the magnesium factory at Herøya.

The results from 2003 give no reasons for serious changes in the recommended Long Term Monitoring Program (LTP) for 2004 – 2007. The LTP suggests that analysis of shrimps from Såstein-Mølen be omitted since the levels are close to background. The 2003 results support this. The increase in dioxins in crab hepatopancreas from 2002 to 2003 at Jomfruland supports the decision to continue these analyses. The strong correspondence in dioxins between replicate samples of cod liver from Frierfjorden and from Jomfruland in 2003 suggests that it may not be necessary to continue parallel analyses each year during the LTP. The LTP recommends increased effort in analysis of PCN (poly-chlorinated naphthalenes). This is supported since PCNs were not covered in the programmes of 2002 and 2003.

1. Bakgrunn og formål

Tilstanden i Frierfjorden med utenforliggende områder har i flere tiår vært preget av ulike industriutslipp, som dels har medført forurensning med miljøgifter, dels en betydelig overgjødning.

Den overordnede målsettingen for miljøovervåkingen i Grenlandsfjordene er å framskaffe:

- grunnlag for å vurdere kostholdsråd/restriksjoner,
- informasjon til myndigheter, industri og lokalbefolkning om miljøets nåtilstand og tidsutvikling i fjordområdene.

Rammen for overvåkingen i de senere år har vært Langtidsprogrammet (LTP) 1996-2000. Overvåkingen av miljøgiftinnhold i fisk og skalldyr har fortsatt årlig etter LTP. Hovedbegrunnelsen har vært det fremdeles høye forurensningsnivået fra tidligere store utslipp av klororganiske stoffer (særlig dioksiner) fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk på Herøya. Forurensningene har medført begrensninger på utnyttelsen av fisk og skalldyr til mat.

Følgende kostholdsråd er gitt av Statens næringsmiddeltilsyn (SNT 2002): "Konsum av all fisk og skalldyr fanget i Frierfjorden og Volls fjorden ut til Brevikbroen frarådes. Videre frarådes konsum av sjøørret 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" (www.snt.no/nytt/kosthold/fisk_skalldyr/grenland.htm).

I tillegg er det også omsetningsforbud for fisk og skalldyr fanget innenfor Brevikbroen (inklusive sjøørret 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).

Et nytt langtidsprogram for overvåkingen er etablert for perioden 2004 – 2007. Programmet dekker miljøgifter i fisk og skalldyr og er i store trekk en videreføring av målsettingen og virksomheten i 2002 og 2003.

Parallelt med overvåkingen har det i perioden 2000 -2004 blitt gjennomført et omfattende forskningsprosjekt med målsetning å oppnå en helhetlig forståelse av kjemisk og biologisk flyt og effekter av dioksiner i Grenlandsfjordene. Prosjektet "Dioksiner i Grenland" – DIG, er finansiert av Norges Forskningsråd og Norsk Hydro. En rapport (Næs et al 2004) som oppsummerer resultatene fra prosjektet vil bli ferdigstilt i løpet høsten. Det vil være naturlig å sammenholde resultatene av miljøovervåkingen med resultatene fra DIG når de foreligger.

Overvåkingen i 2003 har fulgt programforslag av 5. juni 2003 utarbeidet av NIVA og HI. Målsettingene for programmet var det samme som i 2002. Aktiviteten har tatt sikte på å være et bindeledd mellom det forrige og det nye langtidsprogrammet. Programmet gjenspeiler at myndigheter og industri ønsker å kombinere behovet for å kunne følge utviklingen og sammenlikne med historiske data for tilstand i fjordområdene, med behovet for å utvide grunnlaget for å vurdere kostholdsråd. Det siste oppnåes gjennom fokus på de ytre områdene

og ved å inkludere utvalgte viktige arter som ikke, eller i liten grad, har vært analysert i dette området tidligere. Målsetningen er derfor 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.

En statistisk analyse av data for dioksinnivåer i organismer fra Grenlandsområdet (Bjerkeng og Ruus, 2002) konkluderte bl.a. med at estimerte endringer i dioksinkonsentrasjonene i organismer fra Grenlandsområdet i perioden fra før til etter hovedutslippsreduksjonen (1990; se Tabell 1) har vært størst for blåskjell, midlere for arter som torsk og sjøørret og minst for arter som er mest knyttet til bunn (skrubbe og krabbe). Reduksjonen over tid har altså vært minst for de arter hvor en vil vente at eventuelle lagre av miljøgifter i bunnsedimentene skulle gjøre seg mest gjeldende. På bakgrunn av dette ble blåskjell (reflekterer nåtidig belastning best, samt har vist den største reduksjonen over tid) og krabbe (viktig i frembringelsen av kunnskapsgrunnlaget for vurderingen av kostholdsråd) inkludert i overvåkingsprogrammet 2001-2003. I tillegg ble torsk (lever) inkludert, da det foreligger et godt historisk datagrunnlag for denne arten. Kunnskap om dioksinnivåene i torsk er også viktig m.h.p. gjeldende kostholdsråd. Stasjonene ble valgt for å imøtekomme behovet for styrket overvåking i ytre områder, samt å ivareta sammenligningsgrunnlaget med historiske data.

Behovet for videreføring av historiske dataserier er dekket av følgende undersøkelser:

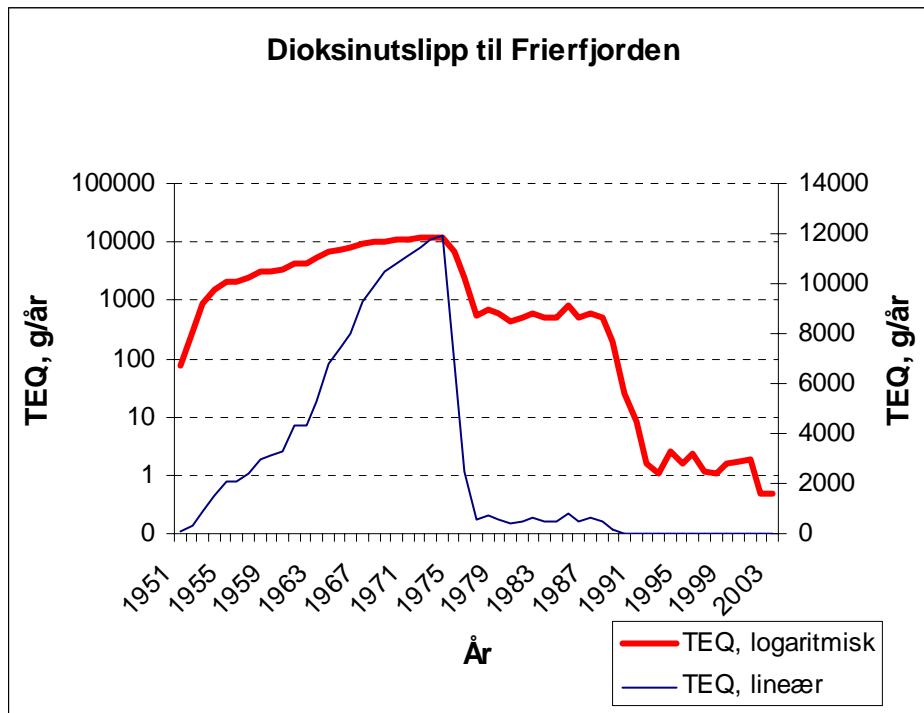
- Analyse av blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Jomfruland.
- Analyse av taskekrabbe fra Bjørkøybåen og Klokkertangen/Jomfruland.
- Analyse av torskelever fra Frierfjorden, Brevikfjorden og Såstein.

Behov for etablering av nye måleserier i ytre området dekkes av følgende undersøkelser:

- Analyse av reker fra Brevikstrømmen/Eidangerfjorden og fra området utenfor Såstein-Mølen
- Analyse av hummer fra området Såstein/Jomfruland
- Analyse av torskelever fra området Klokkertangen/Jomfruland
- Analyse av makrell fra Eidangerfjorden
- Analyse av ål, sild og sjøørret fra Eidangefjorden

2. Utslippsforhold

Utviklingen mht. kjente utslipp til dioksiner til Frierfjorden er vist i Figur 1. Det ses at utslippene har gått sterkt ned. I forhold til 1989 har den direkte belastningen med klororganiske forbindelser vært redusert over 99 % siden 1992. Ved nedleggelsen av Hydros magnesiumfabrikk på Herøya opphørte direkteutslippene av dioksiner (PCDF/D) omkring februar 2002.



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 Forskningscenteret. 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).

3. Metodikk

3.1 Feltarbeid

Innsamling av materiale (Tabell 1) ble foretatt på tokt med FF "G.M. Dannevig" i perioden 25. okt- 2. nov 2003. Figur 2 viser kart over innsamlingsområdet med stedsangivelser for innsamlingene.

Tabell 1. Oversikt over innsamlet materiale

| Art | Vev | Størrelse cm | Stasjon | Antall individer | Kommentar |
|-----------|----------------------|-----------------|-------------------------------|-------------------------------|---------------|
| Torsk | Lever | 21-86 | Frierfjord | 3x20 | 3 paralleller |
| | | | Breviksfjorden ¹⁾ | 20 | |
| | | | Såstein | 20 | |
| | | | Klokkertangen/- Jomfruland | 3x20 | |
| Blåskjell | Innmat | 5-8 | Croftholmen | 50 | |
| | | | Helgeroa | 50 | |
| | | | Klokkertangen | 50 | |
| Krabber | Skall- innmat | 13-17 | Bjørkøy | 24 | |
| | | | 10-15 | Klokkertangen/- Jomfruland | 20 |
| Reker | Halekjøtt | 16-22 | Eidangerfjord | 75 | |
| | | 16-23 | Såstein/Mølen | 75 | |
| Hummer | Klo- og halekjøtt | 20-27 | Såstein/Jomfruland | 4 | |
| Ål | Filet | 30-86 | Eidangerfjord | 20 | |
| Sild | Filet | 27-39 | Eidangerfjord | 20 | |
| Sjøørret | Filet | 29-43 | Eidangerfjord | 20 | |
| Makrell | Filet | 34-45 | Eidangerfjord | 10 | |

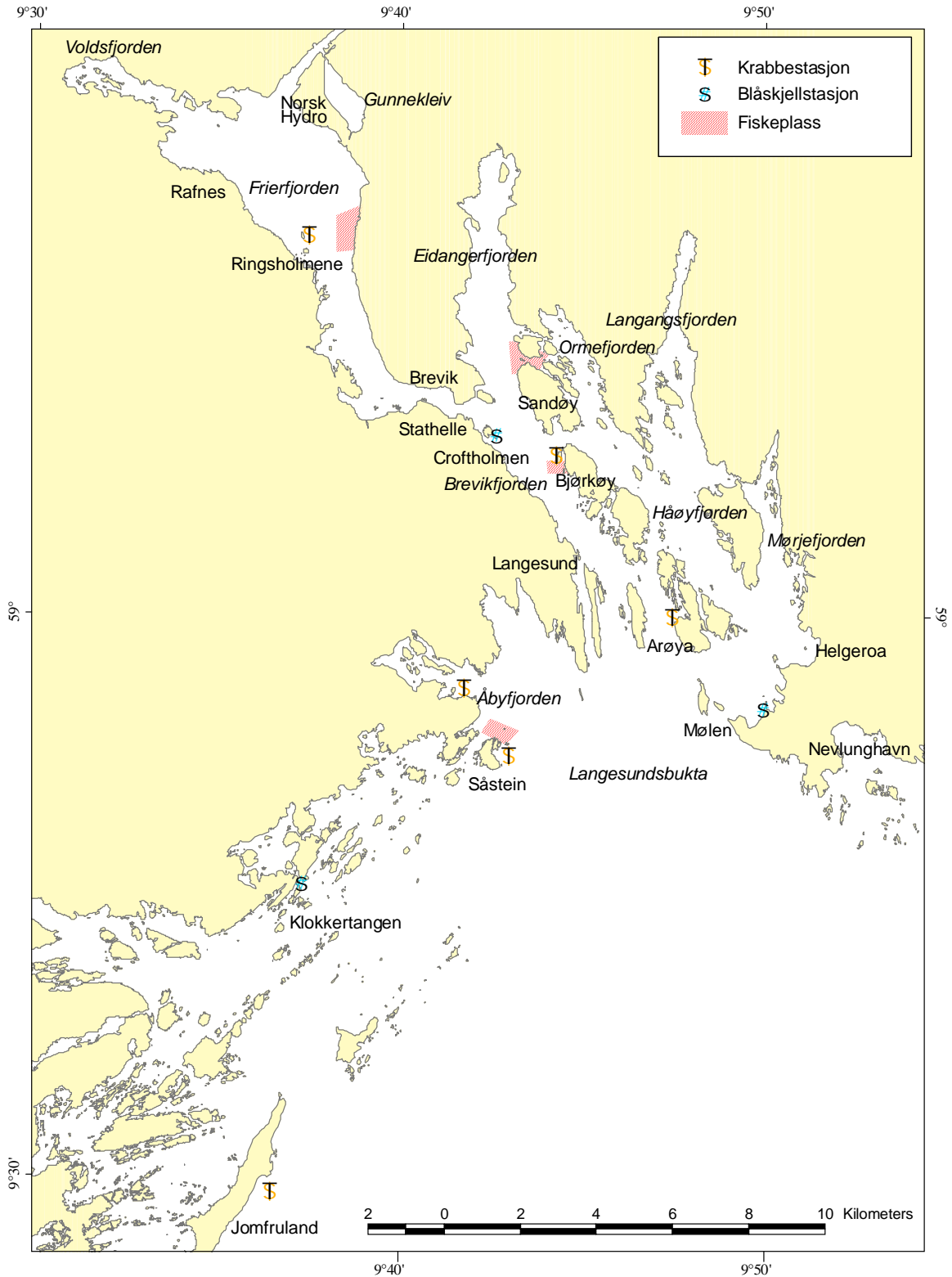
¹⁾ mellom Sandøy og Bjørkøy.

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 2002). Alle planlagte prøver ble innhentet på toktet.

3.2 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.

3.3 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).

3.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter, statistiske analyser

Giftvirkningen av dioksiner formidles gjennom kontakt med et protein i cellen kalt "Ah-reseptor" (aryl hydrokarbon). Flere halogenerte hydrokarboner gir også giftighet gjennom denne mekanismen (f.eks. PCBer). Det er derfor utviklet såkalte toksiske ekvivalens-faktorer (TEF) som et verktøy i risikovurdering. Disse faktorene angir størrelsesorden-estimer 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:

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

Her presenteres dataene som TE fra PCDF- og PCDD-data ($TE_{PCDF/PCDD}$) 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.

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).

4. Resultater

4.1 Fettinnhold

Fettinnholdet i de ulike vevstypene er vist i Tabell 2. I torskelever fra Breviksfjorden, sild fra Eidanger, og i krabbe fra Jomfruland var det en klar økning i fettinnhold fra 2002. For øvrig var det bare små endringer. Vedlegg 3 viser at fettinnholdet i torskelever fra Breviksfjorden var svært lavt i 2002, mens det i 2003 var mer på linje med det som er funnet i tidligere år.

4.2 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD)

4.2.1 Resultater 2003

Hovedresultatene fra analysene av de klorerte miljøgifter uttrykt som toksisitetsekvivalenter, TE, er gitt i Tabell 2. Rådata er gitt i Vedlegg 2.

Tabell 2. Toksisitetsekvivalenter (ng TE/kg våtvekt) fra PCDF/PCDD og non-orto PCB, samt prosent ekstraherbart fettinnhold i vevsprøvene fra 2003 (samsvarende fett-resultater for 2002 i parentes).

| Arter/prøvesteder | TE _{PCDF/D} | TE _{n.-o. PCB} | % fett |
|--------------------------|----------------------|-------------------------|-------------|
| Torskelever | | | |
| Frierfjorden I | 361 | 80,1 | 12,3 (17,4) |
| Frierfjorden II | 374 | 84,3 | 15,2 |
| Frierfjorden III | 380 | 71,7 | 16,6 |
| Breviksfjorden | 284 | 55,0 | 39,0 (16,9) |
| Såstein | 32,5 | 19,0 | 47,6 (52,4) |
| Jomfruland I | 47,1 | 23,4 | 45,7 (52,2) |
| Jomfruland II | 39,4 | 25,7 | 37,8 (47,1) |
| Jomfruland III | 47,8 | 26,0 | 48,6 |
| Krabbesmør | | | |
| Bjørkøybåen | 143 | 6,04 | 12,1 (13,7) |
| Klokkertangen/Jomfruland | 44,6 | 4,02 | 12,5 (5,42) |
| Blåskjell | | | |
| Croftolmen | 3,61 | 0,22 | 1,3 (1,0) |
| Helgeroa | 0,99 | 0,10 | 0,6 (0,8) |
| Klokkertangen | 0,48 | 0,11 | 0,9 (1,0) |
| Sild | | | |
| Eidanger | 4,44 | 1,40 | 9,0 (4,2) |
| Sjø-ørret | | | |
| Eidanger/Bjørkøy | 1,71 | 0,31 | 1,5 (1,2) |
| Ål | | | |
| Eidanger | 6,67 | 0,66 | 11,4 (15,1) |
| Makrell | | | |
| Eidanger | 4,15 | 2,91 | 13,2 (-) |
| Reker | | | |
| Eidanger | 16,4 | 0,52 | 0,6 (-) |
| Såstein/Mølen | 0,30 | 0,09 | 0,6 (0,7) |
| Hummer | | | |
| Såstein/Jomfruland | 0,52 | 0,10 | 0,5 (0,4) |

Som tidligere år kom det største bidraget (59 – 97 %) til total sumTE fra dioksiner. Forholdet mellom sumTE_{PCDF/D} og sumTE_{n.-o.PCB} varierte avhengig av både organismer og lokalitet, men viste rimelig godt samsvar fra år til år i 2000 – 2003 (Tabell 3). Bortsett fra en klar økning i torskelever fra Breviksfjorden, viste ingen av artene viste entydig endring i sumTE_{PCDF/D} i forhold til sumTE_{n.-o.PCB} over tid.

Tabell 3. 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 og Jomfruland er gjennomsnittet av 3 parallelle prøver oppgitt.

| Torskelever | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 |
|--------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Frierfjorden | 1,54 | 4,59 | 5,30 | 4,75 |
| Breviksfjorden | 2,20 | 2,51 | 2,77 | 5,16 |
| Såstein | 1,30 | 1,49 | 1,96 | 1,71 |
| Jomfruland | | | 1,69 | 1,79 |
| Krabbesmør | | | | |
| Bjørkøybåen | 23,47 | 23,04 | 23,27 | 23,68 |
| Arøya | 5,08 | 10,52 | | |
| Åbyfjorden | 8,75 | 10,39 | | |
| Jomfruland | | | 2,94 | 11,09 |
| Blåskjell | | | | |
| Croftlm. | 11,36 | 8,25 | 12,65 | 16,41 |
| Helgeroa | 4,70 | 6,81 | 5,67 | 9,90 |
| Klokkertangen | 3,74 | | 2,87 | 4,36 |

4.2.2 Overkonsentrasjon av dioksiner

Nedenstående vurdering av overkonsentrasjoner av TE_{PCDF/D} i prøvene fra 2003 er gjort i forhold til de samme antatte bakgrunnsnivåene for ulike organismer som er brukt ved vurdering av resultatene siden 2000 (Knutzen et al. 2001). Overkonsentrasjonene er gitt i Tabell 4. Siden man for de fleste arter kun har en enkelt måleverdi pr stasjon er det ikke grunnlag for å teste om overkonsentrasjonene er statistisk signifikante.

Overkonsentrasjonen av TE_{PCDF/D} i **torskelever** har gått noe ned i Frierfjorden siden 2002, men var uendret i midtre og ytre område. Overkonsentrasjonen i **krabbesmør** var gått ned fra 24 til 14 ganger siden 2002 i Breviksfjorden. Ved Jomfruland var det i 2003 4 ganger overkonsentrasjon i krabbesmør mot ingen overkonsentrasjon i 2002. Denne økningen er vanskelig å forklare. **Blåskjell** viste jevnt over ingen endring i overkonsentrasjon siden 2002. **Sild**, **sjø-ørret** og **ål** fra Eidanger-området viste alle en overkonsentrasjon på 3 ganger. For ål var dette en kraftig bedring siden 2002, for de andre var det bare små endringer. **Makrell** fra Eidanger hadde noe høyere overkonsentrasjon, 8 ganger. **Reker** fra Eidanger hadde en overkonsentrasjon på hele 47 ganger, som er neste en dobling fra 2002, mens reker fra Såstein-Mølen var på bakgrunnsnivå av TE_{PCDF/D}. Hummer fra Såstein-Jomfruland lå også omtrent på bakgrunn, men svakt høyere enn i 2002.

Tabell 4. Overkonsentrasjoner av PCDF/D i de ulike organismene i 2003 i forhold til antatte bakgrunnsnivåer.

| Arter/prøvesteder | TE PCDF/D | Referanse-nivå | Overkonsentrasjon | |
|--------------------------|-----------|----------------|-------------------|---------------|
| | | | 2003 | (2002) |
| Torskelever | | | | |
| Frierfjorden snitt | 372 | 10 | 37 | 47 |
| Breviksfjorden | 284 | 10 | 28 | 31 |
| Såstein | 32,5 | 10 | 3 | 3 |
| Jomfruland snitt | 44,8 | 10 | 4 | 5 |
| Krabbesmør | | | | |
| Bjørkøybåen | 143 | 10 | 14 | 24 |
| Klokkertangen/Jomfruland | 44,6 | 10 | 4 | 0,6 |
| Blåskjell | | | | |
| Croftholmen | 3,61 | 0,2 | 18 | 13 |
| Helgeroa | 0,99 | 0,2 | 5 | 5 |
| Klokkertangen | 0,48 | 0,2 | 2 | 2 |
| Sild | | | | |
| Eidanger | 4,44 | 1,5 | 3 | 1,7 |
| Sjø-ørret | | | | |
| Eidanger/Bjørkøy | 1,71 | 0,5 | 3 | 4,5 |
| Ål | | | | |
| Eidanger | 6,67 | 2 | 3 | 12 |
| Makrell | | | | |
| Eidanger | 4,15 | 0,5 | 8 | ¹⁾ |
| Reker | | | | |
| Eidanger | 16,4 | 0,35 | 47 | 25 |
| Såstein/Mølen | 0,3 | 0,35 | 0,9 | 1,4 |
| Hummer | | | | |
| Såstein/Jomfruland | 0,52 | 0,35 | 1,5 | 0,9 |

¹⁾ ikke analysert i dette området i 2002.

4.2.3 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 kapittel 3.2. For torsk fra Frierfjorden i 2003 er median TE-konsentrasjon (av 3 replikate blandprøveanalyser) presentert.

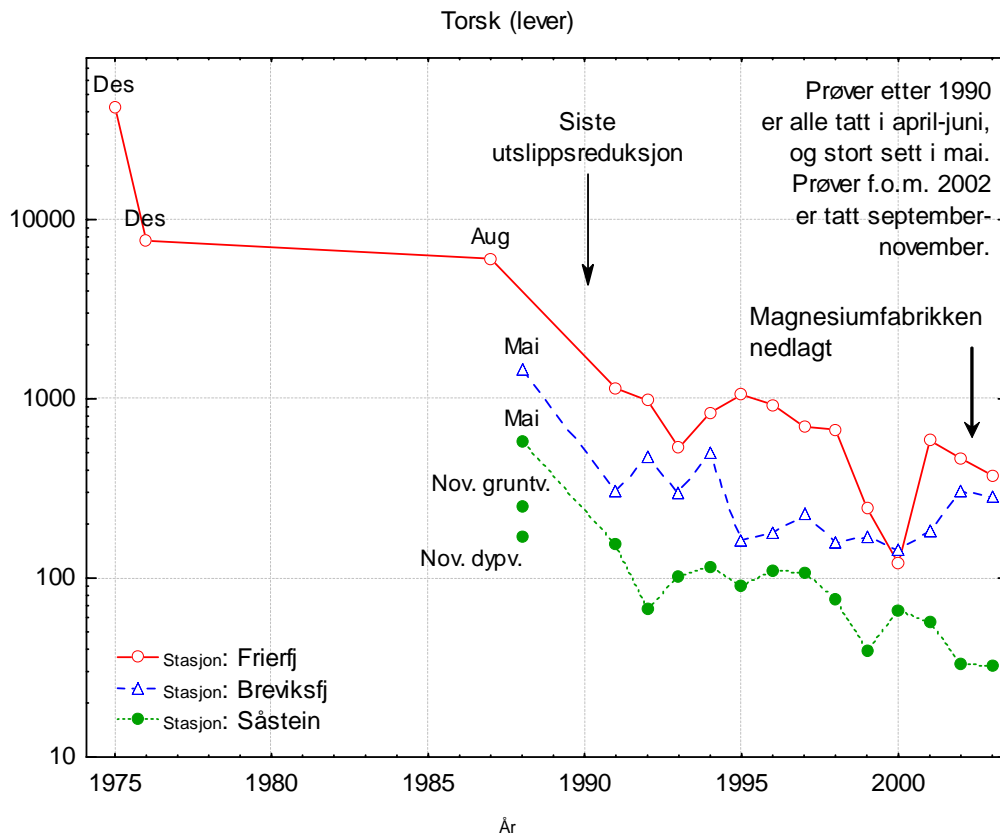
Torsk

Som det også er antydnet 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 2. 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 2003. Videre tydeliggjør nivåene i 2001 - 2003 fra Frierfjorden at enkelte nivåer 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 ca 3 fra 1995 til 2003 (Figur 3; en lineær regresjon vil i så fall være signifikant, $p < 0,001$, med god forklaringsprosent, $R^2 = 0,90$, TE ikke uttrykt logaritmisk). Merk at 2003-verdien i Frierfjorden er median av 3 replikate blandprøver med liten variasjon i dioksininnhold mellom prøvene (360 – 380 ng/kg TE).

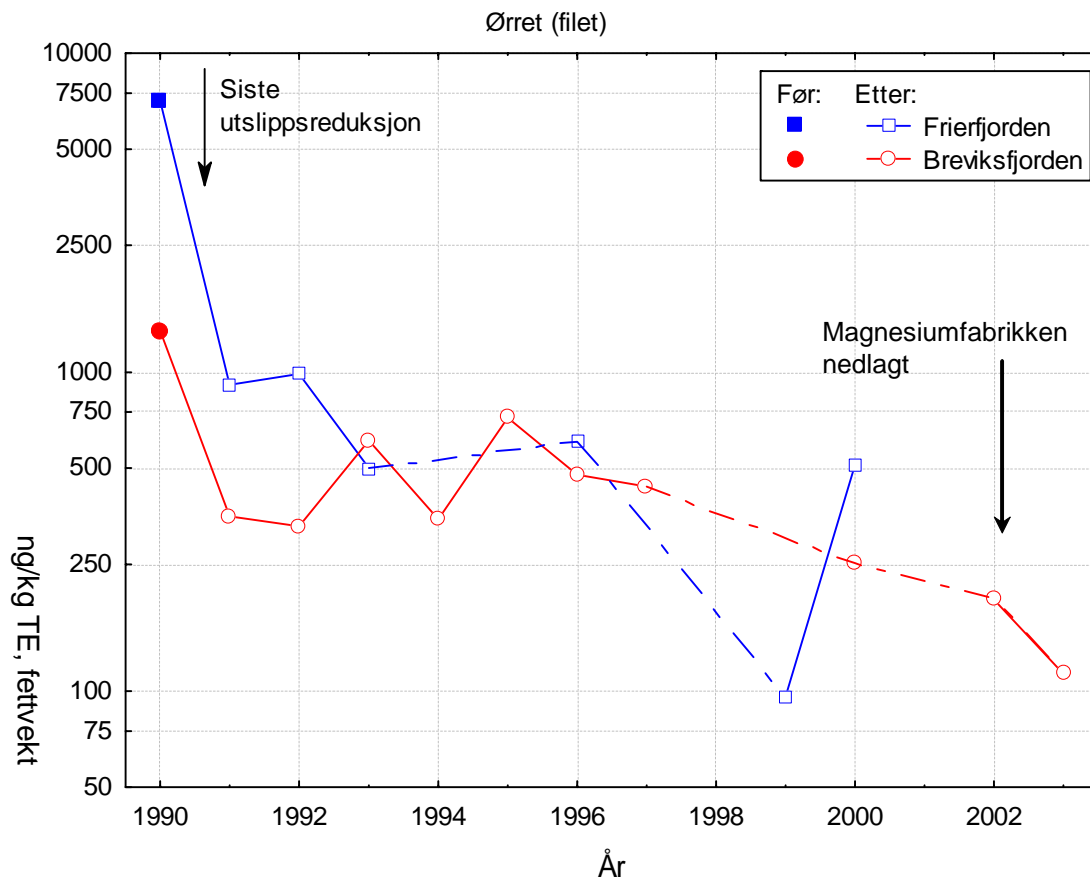
I Breviksfjorden og ved Såstein ser det ut til å ha vært omtrent samme nedgang som i Frierfjorden, rundt 1990, men det er usikkert om dioksin-reduksjonen etter 1990 har vært like rask som i Frierfjorden (Bjerkeng og Ruus, 2002). Sammenlignet med 2001, har dioksinnivåene i torskelever 2002 og 2003 sunket noe både i Frierfjorden og ved Såstein. I Breviksfjorden ser det imidlertid ut til at dioksinnivået i torskelever har steget noe siden 2001, nærmere bestemt med en faktor ~1,5 til 2002, men ingen videre endring til 2003. Dette er de høyeste TE-verdien målt i torskelever på denne stasjonen siden 1994 (Figur 2). Bildet fra Breviksfjorden endrer seg ikke nevneverdig om dioksinnivåene angies på fettvektsbasis (Vedlegg 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-verdien fra Frierfjorden er median av 3 replikate blandprøver.

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 har det vært vanskelig se noen statistisk holdbar nedgang i dioksinkonsentrasjonen i ørret (Bjerkeng og Ruus, 2002; Bakke et al. 2003). 2003-nivået fra Breviksfjorden er imidlertid det laveste som er målt i dette området (og representerer ca 40 % reduksjon fra 2002). 2003-verdien indikerer dessuten (sammen med 2001- og 2002-verdiene) en ytterligere nedgang i dioksininnholdet i ørret fra Breviksfjorden etter den umiddelbare nedgangen som ble registrert etter utslippsreduksjonen.



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 (hepatopankreas) 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. Utviklingen i dioksininnhold i krabbe (f.o.m. 2001) ved Bjørkøybåen og Jomfruland er isteden presentert i Tabell 5.

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

| År | Bjørkøybåen | Jomfruland |
|------|---------------------|-------------------|
| 2001 | 3690 ¹⁾ | - |
| 2002 | 1768 ²⁾ | 115 ¹⁾ |
| 2003 | 1178 ^{3)*} | 358 ³⁾ |

^{1.)} Hanner (♂♂)

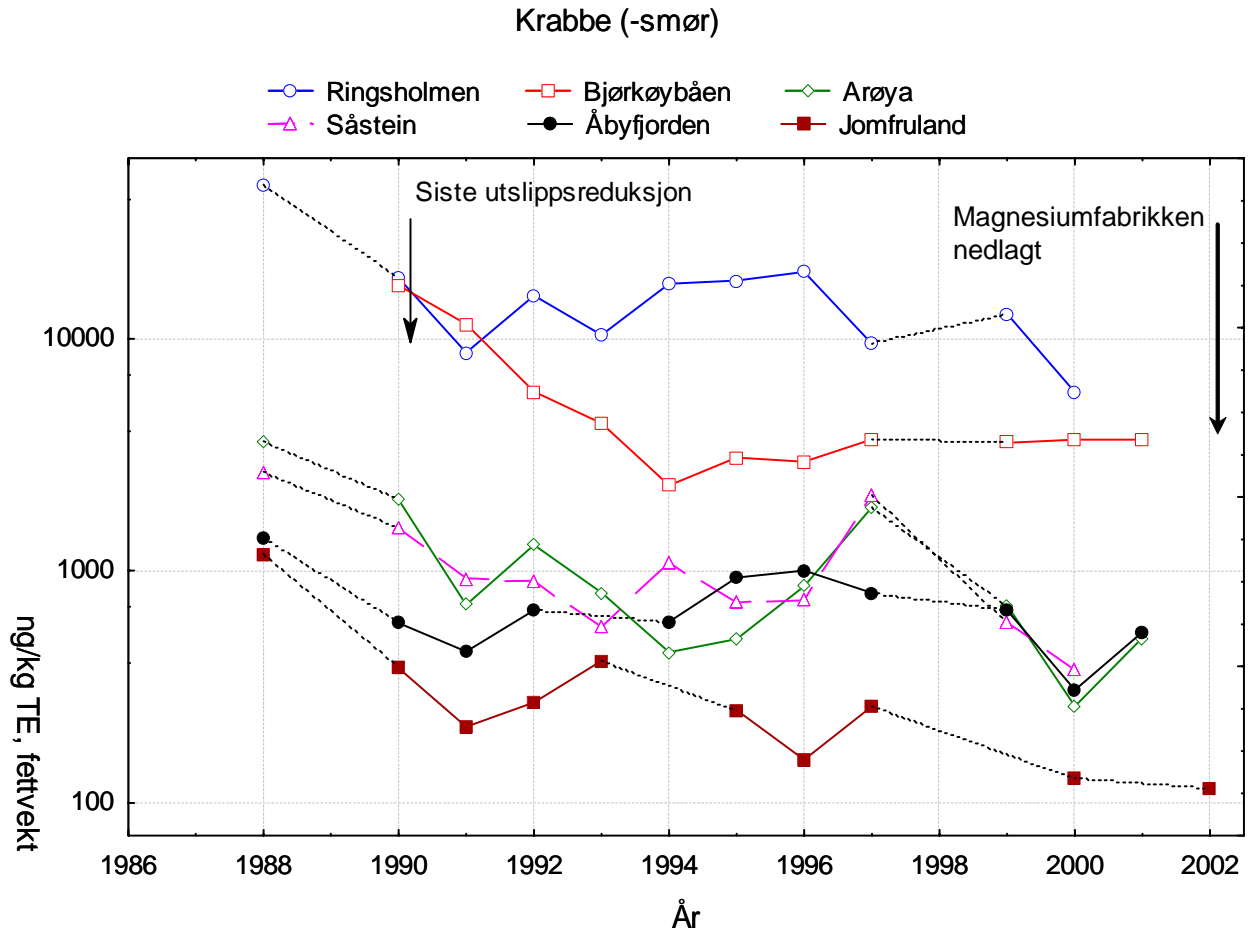
^{2.)} Hunner (♀♀)

^{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). Ved Jomfruland har dioksininnholdet i krabbe imidlertid tilsynelatende steget med en faktor ~3 fra 2002 til 2003 (Tabell 5) og verdien er den høyeste som er målt i krabbe fra dette området siden 1993 (se også Figur 5). Siden bare én samleprøve analyseres i hvert område for hvert år, så kan denne økningen være et resultat av naturlig variasjon. Det nye langtidssprogrammet bør kunne avklare om det virkelig er en økning i dioksininnholdet i krabbe fra Jomfruland.

Innenfor det nye langtidssprogrammet (2004-2007) vil vi fortsatt tilstrebe å få prøver av hannkrabber, slik at langtidsserien (Figur 5) kontinueres. 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 vurdert å gå over til kjønnsuavhengige prøver som analyseres på hele skallinnmaten fra 1998, istedenfor å analysere på dioksininnholdet i krabbesmør (Knutzen et al. 1999a), men dette ble ikke fulgt opp.



Figur 5. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør (hannkrabbe) fra Ringsholmen, Bjørkøybåen, Arøya, Åbyfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på fettvektbasis 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).

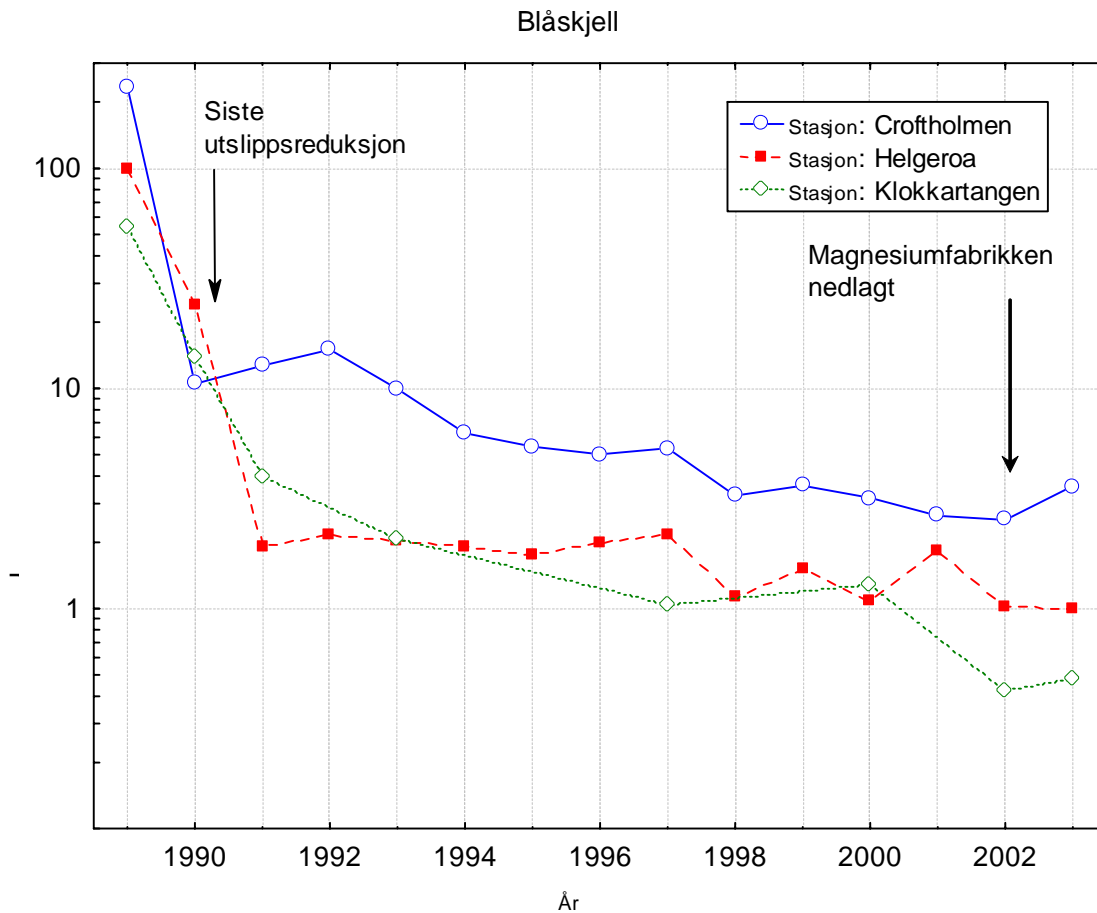
Blåskjell

Blåskjell har vist seg å reflektere nåtidig belastning godt og har vist den største reduksjonen i dioksininnhold over tid (Bjerkeng og Ruus, 2002; Figur 6). Dataene indikerer ganske sterkt en geografisk gradient og en reduksjon over tid. Blåskjell fra Croftholmen inneholder konsentrasjoner av dioksin som ligger jevnt 3-4 ganger høyere enn på de to andre stasjonene (7-8 ganger høyere enn Klokkartangen i 2003; Figur 6) og alle stasjonene viser omtrent samme reduksjon etter utslippreduksjonen frem til i dag, en faktor på 60-70 (se også Bjerkeng og Ruus 2002). 2003-verdiene viser tilnærmet ingen endring fra 2002-verdiene, som føyer seg pent inn i den nedadgående trenden på alle stasjonene. En liten økning ved Croftholmen (fra 2,5 til 3,6 ng/kg TE, våtvekt) er imidlertid registrert (Figur 6). Mesteparten, men ikke hele denne økningen forklares ved høyere fettinnhold i 2003 enn i 2002 (Vedlegg 3).

Konklusjoner

Summert er konklusjonen fortsatt at dioksinnivåene i organismer gradvis har avtatt også i det som tilsynelatende har vært en utflatningsperiode etter 1990, selv om enkelte arter også har vist en økning på enkelte lokaliteter. Reduksjonen har imidlertid gått sakte og under uendrede

forhold vil det antakelig fortsatt skje en ganske langsom forbedring mhp. spiselighet av torskelever og krabbeinnmat fra Frierfjorden/Breviksfjorden (se Bjerkeng og Ruus, 2002 for prognoser).



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

4.2.4 Sammenlikning av dioksinprofiler

Dioksiner/furaner består av en rekke homologgrupper med ulik kloreringsgrad, og den relative sammensetningen av disse (dioksinprofil) kan gi informasjon om hvilke kilder vevsbelastningen kommer fra, og om kvalitativt ulike mønstre i opptak over tid, rom og art. Det er gjennomført multivariat analyse av likheter i dioksinprofil mellom ulike grupperinger av prøver fra tidsperioden 1990 til 2003. Analysen er utført ved bruk av prinsippal-komponentanalyse (PCA) på basis av relativ homologsammensetning (sum av henholdsvis tetra-, penta-, hexa-, hepta- og okta-klorerte dioksiner og furaner som prosent av sum PCDD/PCDF i hver prøve). Resultatene av analysen fremstilles i et 2D plott der hver prøve representeres av et punkt og avstanden mellom punktene er et mål for ulikhet i dioksinprofil. Plottet angir også de ulike homologene som vektorer (linjer fra sentrum) slik at en prøve som ligger lang ute langs en vektor er preget av høy relativ konsentrasjon av denne homologen. Liten vinkel mellom to vektorer viser høy korrelasjon mellom dem i forekomst i prøvene. En kort vektor viser at denne komponenten er dårlig reflektert i 2D-diagrammet.

Analysene er begrenset til torsk, blåskjell og krabbe. De omfatter data fra 2003 og bakover i tid til 1990 (for blåskjell til 1987).

Torskelever

Analyse av alle prøvene av torskelever fra 1990 til 2003 (Figur 7A) viste at prøvene fra 2003 fulgte den samme gradvise forandringen i dioksinprofil fra innerst til ytterst i fjordsystemet som vist i forrige rapport (Bakke et al. 2003). Gradienten fulgte PC-akse 1 som reflekterte ca 40 % av materialets totale variabilitet. Det typiske for denne gradienten er en dominans av tyngre furaner (hexa-, hepta- og okta-forbindelser) innerst og lettere furaner (tetra- og penta-forbindelser) ytterst.

Analysen viste også en endring i profil over tid langs PC-akse 2 som representerte ca 30 % av variabiliteten. Typisk her er at alle prøvene fra 2003 ligger nederst i PCA-diagrammet. Over tid har det totalt sett vært en gradvis reduksjon i dominansen av dioksiner og tilsvarende relativ økning i furaner.

En PCA-analyse av torsk fra Frierfjorden alene viste den samme gradvise profilendring over tid (Figur 7B). Analysen viste også en sterkere profilendring etter 2001 enn over årene før, og en gradvis større relativ dominans av tetra- og penta- klorerte furaner. Prøvene fra 2003 viser sterkest profilendring etter år 2001.

Tilsvarende analyse av torsk fra ytre område er vist i Figur 7C. Profilendringen over tid var faktisk klarere her enn i Frierfjorden, og også her var endringen størst etter 2001. Profilen domineres nå av tetra-, penta- og hepta-klorerte furaner.

Den tydelige separeringen av profilene i 2002 og 2003 fra tidligere prøver faller i tid sammen med nedstengningen av magnesiumfabrikken (avviklet februar 2002). Prøvene i 2002 og 2003 ble tatt etter nedstengningen. Det er for tidlig ennå å fastslå om det er ensammenheng eller ikke. Selv om DIG-prosjektet (Næs et al. 2004) har indikert at torsk kan reagere raskt på endring i dioksiner, finner vi det lite sannsynlig at nedstenging skulle gi så klar endring i torskelever-profil på under et år i et område der sedimentene er sekundære dioksin-kilder. Dette understøttes ved at blåskjell, som må forventes å reagere raskere enn torsk på endring i utslippene, ikke viste samme klare profilforskjell etter nedstengningen (cf. Figur 8). Skillet fra 2001 til 2002/2003 har derfor sannsynligvis andre årsaker. Vi har ikke informasjon nok til å gå nærmere inn på hva disse årsakene kan være.

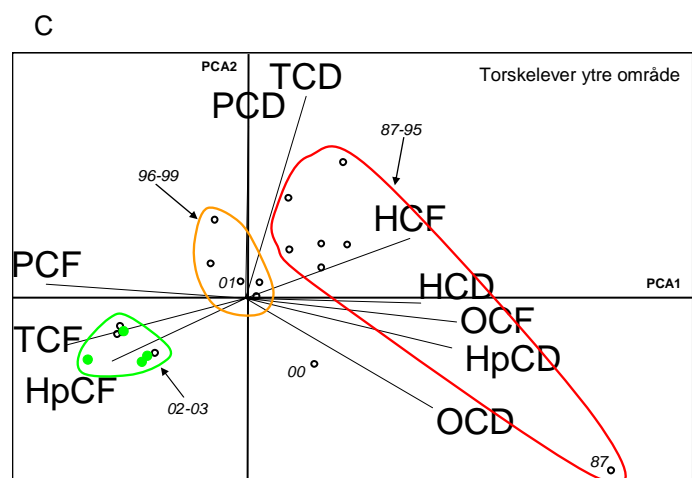
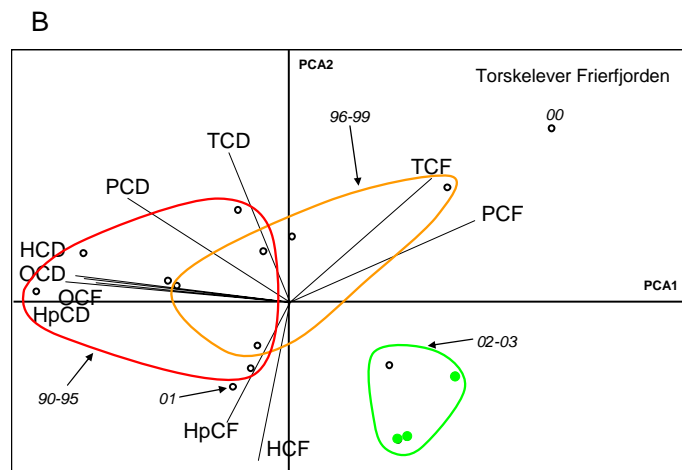
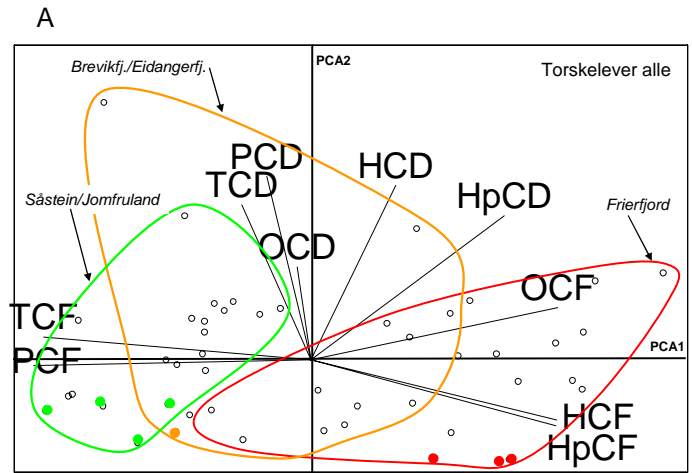
Figur 7 (neste side). Fordeling av leverprøver av torsk fra 1990 til 2003 etter likhet i dioksinprofil.

A: alle prøver og alle år; PCA1 forklarer 46% av variabiliteten, PCA2 30%

B: Prøvene fra Frierfjorden; PCA1 forklarer 50% av variabiliteten, PCA2 32%

C: Prøvene fra ytre område (Såstein/Jomfruland). PCA1 forklarer 51% av variabiliteten, PCA2 20%

Fargede linjer omslutter prøver av felles kategori (angitt i figuren). Fargede punkter viser prøvene fra 2003. Cf tekst for nærmere figurforklaring.



Blåskjell

Det er gjort en multivariat analyse av blåskjellprøvene fra 1987 til 2003 (Figur 8A). Analysen har også inkludert prøver tatt i JAMP-programmet 2002 fra Grenlandsfjordene og nærliggende kystområder (ned til Kragerø). Resultatene viste et skille i dioksinprofil mellom ytre og indre områder (skillet mellom ytre og indre område er satt til innsiden av Arøya). Profilen i indre område er preget av tyngre furaner (hexa-, hepta og okta-forbindelser), dvs som for torsk. Det var ingen klare endringer i profil over tid i denne analysen, bortsett fra at de fleste prøvene fra 1990 og tidligere var samlet i nedre, venstre kvadrant i diagrammet. I 2003 (indikert med fargesymboler i figuren) var profilmforskjellene mellom ytre og indre område små i forhold til for hele datamaterialet.

En analyse av prøvene fra Croftholmen alene (Figur 8B) viste en klar og gradvis profilendring over tid. Typisk for denne var at en kraftig dominans av okta-klorert furan i perioden 1987-1995 gradvis ble endret til en profil der flere dioksin- og furan-forbindelser fikk like stor relativ forekomst. Skjellprøvene fra Helgeroa alene viste også en profilendring over tid (Figur 8C). Fra 1987 til 1999 var det ingen entydig endring i profil, men etter 1999 skjedde en klar endring med større dominans av penta- hexa- og hepta-klorete furaner og hexa-klorete dioksiner.

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.

Samlet vurdering av profilendringene

Torsk og blåskjell viste relativt klare endringer i dioksinprofiler fra indre til ytre område, og over tid innenfor delområder. Prøvene fra indre område viste for begge organismene en profil preget av tyngre furaner (hexa-, hepta- og okta-forbindelser). Dette samsvarer med dioksinprofilene i Hydros utslipp i perioden 1997-2000 der sum PCDF har utgjort ca 90 % og sum PCDD ca 10 %, og de tyngre forbindelsene har vært klart dominerende innenfor hver av gruppene (Berge et al 2004).

Profilendringene over tid hos torsk og blåskjell i ulike delområder viser at dioksinsammensetningen nå er mer eller mindre sterkt preget av lettere furaner (tetra- og penta-forbindelser). Siden totalkonsentrasjonene dioksiner også har gått ned over tid betyr dette at de lettere furanene har holdt seg mer konstant i miljøet over tid enn de øvrige dioksinforbindelsene.

En forklaring på at krabbesmør ikke viste klare profilendringer kan være at krabbene har en tettere kontakt med bunnsedimentene enn blåskjell og torsk. Blåskjell eksponeres for løst og partikulært dioksin fra de øvre lag av vannmassene, mens torsk først og fremst eksponeres for byttedyr som kan være kontaminert, og for løste dioksiner i vannet.

Utslippene av dioksiner og furaner fra Hydro ble stanset med nedleggelsen av magnesiumfabrikken tidlig i 2002. Selv om nedleggelsen falt sammen med en større profilendring i torskelever mellom 2001 og 2002/2003 enn det som ble funnet fra ett år til et annet tidligere, er det lite sannsynlig at nedleggelsen skulle gi så klar profilendring i torskelever på så kort tid siden man må regne med innvirkning fra sekundære kilder som for eksempel sedimentene. Samme profilmforskyvning ble heller ikke funnet i blåskjell, og man kunne forvente at endring av dioksiner i vannmassene viste seg raskere i blåskjell enn i torsk.

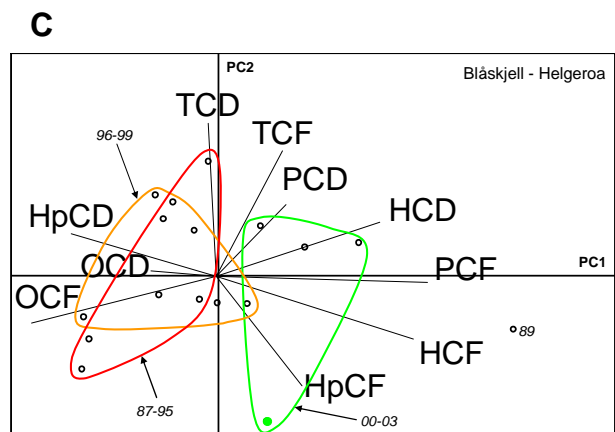
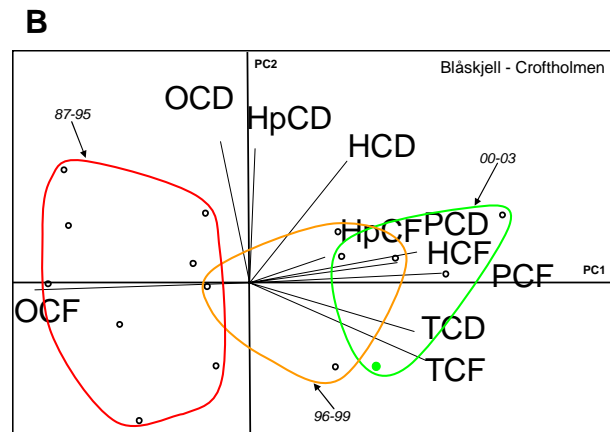
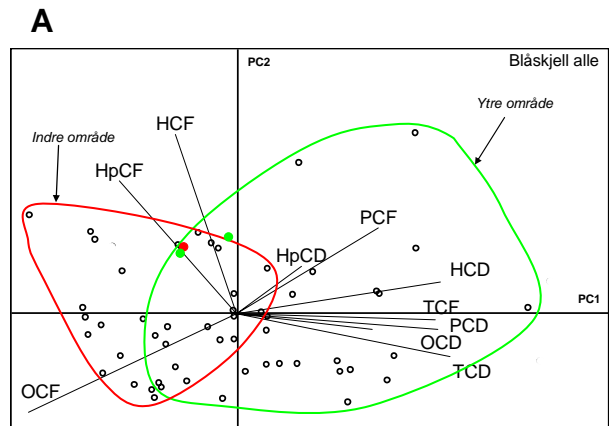
Figur 8 (neste side). Fordeling av prøver av blåskjell fra 1987 til 2003 etter likhet i dioksinprofil.

A: alle prøver og alle år; PCA1 forklarer 43% av variabiliteten, PCA2 19%

B: Prøvene fra Croftholmen; PCA1 forklarer 41% av variabiliteten, PCA2 23%

C: Prøvene fra Helgeroa; PCA1 forklarer 36% av variabiliteten, PCA2 23%

Fargede linjer omslutter prøver av felles kategori (angitt i figuren). Fargede punkter viser prøvene fra 2003. Cf tekst for nærmere figurforklaring.



4.3 Toksisitetsekvivalenter for nonortho – polyklorerte bifenyler (PCB)

4.3.1 Resultater for 2003

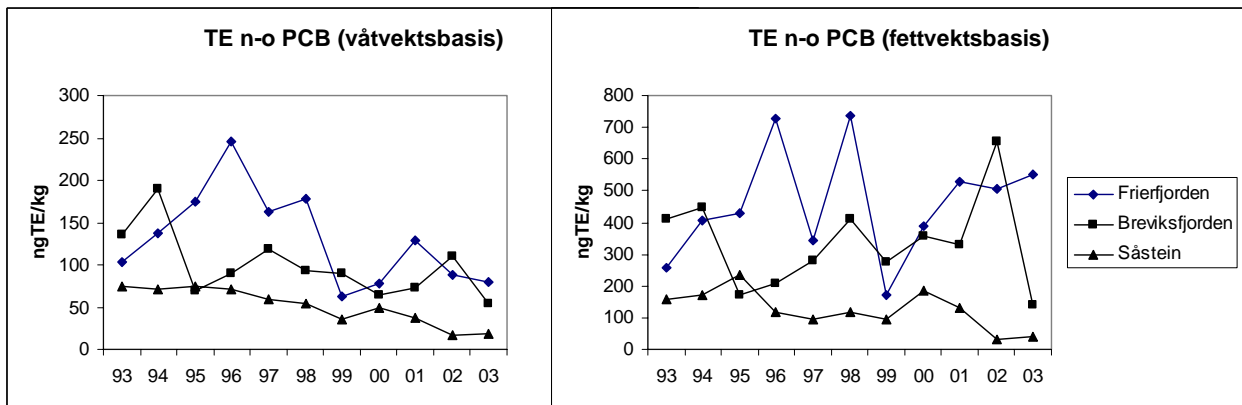
Toksisitetsekvivalenter av non-ortho PCB for alle prøvene er gitt i Tabell 2. En sammenlikning med resultatene for 2001 og 2002 er gitt i Tabell 6. Tidsutviklingen hos torsk er diskutert i kapittel 4.3.2. Krabbesmør viser jevnt avtakende nivå av $TE_{\text{non-ortho PCB}}$ ved Bjørkøybåen, men ikke ved Jomfruland (data bare for 2 år). Blåskjell-nivåene synes også å synke over tidsperioden. I fiskefilet fra Eidangerfjorden er det bare ål som viser en klar nedgang fra 2002 til 2003. Reker og hummer viser heller ikke tydelig nedgang i $TE_{\text{non-ortho PCB}}$ fra 2002 til 2003.

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

| Arter/prøvesteder | 2003 | 2002 | 2001 |
|--------------------------|------|-----------|------|
| Torskelever | | | |
| Frierfjorden I | 80,1 | | |
| Frierfjorden II | 84,3 | 87,9 | 128 |
| Frierfjorden III | 71,7 | | |
| Breviksfjorden | 55,0 | 111 | 72,5 |
| Såstein | 19,0 | 16,8 | 38,1 |
| Jomfruland I | 23,4 | 31,4 | |
| Jomfruland II | 25,7 | 32,1 | |
| Jomfruland III | 26,0 | | |
| Krabbesmør | | | |
| Bjørkøybåen | 6,04 | 10,4 | 18,1 |
| Klokkertangen/Jomfruland | 4,02 | 2,12 | |
| Blåskjell | | | |
| Crotholmen | 0,22 | 0,20 | 0,32 |
| Helgeroa | 0,10 | 0,18 | 0,27 |
| Klokkertangen | 0,11 | 0,15 | |
| Sild | | | |
| Eidanger | 1,40 | 0,66 | |
| Sjø-ørret | | | |
| Eidanger/Bjørkøy | 0,31 | 0,39 | |
| Ål | | | |
| Eidanger | 0,66 | 2,53 | |
| Makrell | | | |
| Eidanger | 2,91 | | |
| Reker | | | |
| Eidanger | 0,52 | 0,24 | |
| Såstein/Mølen | 0,09 | 0,19/0,11 | |
| Hummer | | | |
| Såstein/Jomfruland | 0,10 | 0,07 | |

4.3.2 Tidsutvikling i non-ortho PCB i torskelever 1993 - 2003

Utviklingen i TE for non-ortho PCB i torskelever i de tre hovedområdene er vist i Figur 9 og som tabell i Vedlegg 4. På våtvektsbasis er det tendens til fallende konsentrasjon av TE_{non-ortho PCB} over hele tidsperioden. Nivåene av TE_{non-ortho PCB} viser større variasjon fra år til år på fettvektsbasis enn på våtvektsbasis. I Frierfjorden er det ikke noen synkende tendens i fettnormalisert TE_{non-ortho PCB}, heller en svak stigning over tidsperioden. Torskelever fra Breviksfjorden viser heller ikke noen klart synkende tendens, selv om verdien for 2003 er den laveste som er målt i perioden. Det er bare for torskelever fra Såstein at nivåene er klart fallende over hele tidsperioden målingene dekker.



Figur 9. Tidsutvikling av non-ortho PCB i torskelever fra Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein fra 1993 til 2003 på h.h.v. våtvekt- og fettvekt-basis. For Frierfjorden 2003 er medianen av 3 analyser lagt inn.

5. 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 mat til pattedyr 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 2003.

5.1 Ytre område

Ytre område er i denne sammenheng avgrenset til området fra og med Mølen – Såstein og utover (sørover). For blåskjell har vi også vurdert Helgeroa i samband med ytre område.

Rekeprøvene fra Såstein viste et dioksinnivå både i 2002 og 2003 på rundt halvparten av den kanadiske grenseverdien for konsum, og lavere i 2003 enn i 2002. Hummerprøvene fra samme sted lå også under denne grenseverdien begge årene. Blåskjellprøvene fra Klokkertangen på kysten sør for Såstein lå under grensen både i 2002 og 2003, mens prøvene fra Helgeroa synes å ha flatet ut på et nivå over denne grensen. TE-verdien i prøver av krabbesmør fra Jomfuland lå i 2003 nesten 10 ganger høyere enn i 2002 og langt over over den kanadiske grenseverdien. 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) ville klokjøttet også ligge klart over grenseverdien i 2003. Det er grunn til å følge med utviklingen av dioksininnhold i krabber fra ytre område i fremtidig overvåking.

Alle prøvene av torskelever fra ytre område ligger fortsatt langt over den kanadiske grenseverdien. Andre fiskearter ble ikke analysert fra ytre område i 2003. Hvis vi antar et forhold mellom dioksinnivået i lever og i 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 være under grenseverdien. Gyldigheten ved en slik antakelse er imidlertid for svakt begrunnet til å være pålitelig.

Tidstviklingen til og med 2003 indikerer at dioksinnivåene i torsk fra ytre område fortsatt var klart synkende. Blåskjell viste tendens til utflating både ved Helgeroa og Klokkertangen, mens krabbesmør viste en oppgang i dioksin som bør følges opp. For reker og hummer var det bare små endringer.

5.2 Breviksfjorden

I 2003 ble det tatt prøver av torsk, krabber, blåskjell og sjø-ørret i Breviksfjorden. For fiskeartene ble innsamlingen gjort i overgangen mellom Breviksfjorden og Eidangerfjorden slik at man må forvente at fisken kan ha blitt eksponert i begge fjordene. Ingen av disse prøvene tilfredsstilte den kanadiske grenseverdien for konsum. I sjø-ørret og krabbe var det lavere dioksininnhold i 2003 enn i 2002 og nivåene har vært synkende over flere år. Dioksiner i torskelever har derimot steget gradvis siden 2001. Blåskjell viste også en svakt oppadgående tendens fram til 2003. Det er derfor ennå for tidlig å kunne bedømme hvor raskt de senere års tiltak, som nedstengning av magnesiumfabrikken, vil føre til bedring av forholdene i Breviksfjorden.

5.3 Eidangerfjorden

Det ble tatt prøver av en rekke fiskearter i Eidangefjorden i 2003: torsk og sjø-ørret (fra Eidanger/Bjørkøy), sild, ål og makrell. I tillegg ble det tatt prøve av reker. Ingen av disse prøvene tilfredstilte den kanadiske grenseverdien for konsum. Sett i forhold til 2002 viste sild, makrell og reker en klar økning i dioksnivå, mens ål viste en nedgang på over 70 %. Torsk viste også en økning (se Breviksfjorden). Resultatene viser derfor ikke noen enhetlig reduksjon av vevsnivåene av dioksin i Eidangerfjorden, men bare 2 års målinger er for kort tid til å fastslå dette med pålitelighet.

5.4 Frierfjorden

Programmet for 2003 fra Frierfjorden omfatter bare analyser av 3 parallelle blandprøver av torskelever. Prøvene viste godt innbyrdes samsvar i dioksnivåer, og støtte en jevnt nedadgående trend i nivåer siden 1995. Nivåene i 2003 lå fortsatt langt over den kanadiske grenseverdien for konsum. Hvis vi antar et forhold mellom dioksnivået 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.

6. Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger

Overvåkingen av Grenlandsfjordene i 2003 har som de to foregående årene representert en mellomperiode mellom langtidsprogrammet (LTP) for 1996-2000 og det nye langtidsprogrammet for 2004-2007. Hovedbegrunnelsen for å fortsette overvåkingen ut over forrige LTP har vært det fremdeles høye forurensningsnivået fra tidligere store utslipp av klororganiske stoffer (særlig dioksiner) fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk på Herøya. Det er også ønske om å følge utviklingen etter nedleggelsen av magnesiumfabrikken i 2002.

I denne rapporten presenteres resultatene fra overvåkingen av Grenlandsfjordene i 2003. Målsetningen har vært å videreføre viktige historiske dataserier i perioden mellom langtidsprogrammene, og å kartlegge dioksinnivåene i viktige kommersielle arter med vekt på de ytre områdene.

Videreføring av historiske dataserier er dekket gjennom analyse av:

- blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Jomfruland.
- taskekrabbe fra Bjørkøybåen og Klokkertangen/Jomfruland.
- torskelever fra Frierfjorden, Brevikfjorden og Såstein.
- Sjø-ørret filet fra Frierfjorden og Breviksfjorden

Nye måleserier omfatter analyse av:

- reker fra Brevikstrømmen/Eidangerfjorden og fra området utenfor Såstein-Mølen
- hummer fra området Såstein/Jomfruland
- torskelever fra området Klokkertangen/Jomfruland
- ål, sild, makrell og sjø-ørret fra Eidangerfjorden

Analysene i 2003 har vært begrenset til fettinnhold og innhold av dioksiner (PCDF/D) og non-ortho PCB i vevsprøvene.

Overkonsentrasjon i forhold til kjent/antatt bakgrunnsnivå av $TE_{PCDF/D}$ har gått noe ned i torskelever fra Frierfjorden siden 2002, men var uendret i lever fra ytre område.

Overkonsentrasjonen i krabbesmør var omtrent halvert siden 2002 i Breviksfjorden, mens den var økt til 4 ganger ved Jomfruland i 2003 mot ingen overkonsentrasjon i 2002. Blåskjell viste jevnt over ingen endring siden 2002. Sild, sjø-ørret og ål fra Eidanger-området viste alle en overkonsentrasjon på ca 3 ganger. For ål var dette en kraftig bedring siden 2002, for de andre var det bare små endringer. Makrell fra Eidanger hadde noe høyere overkonsentrasjon, 8 ganger. Reker fra Eidanger hadde en overkonsentrasjon på hele 47 ganger, som er nesten en dobling fra 2002, mens reker og hummer fra Såstein-Mølen -Jomfruland lå omtrent på bakgrunn.

Langtidsseriene konkluderte fortsatt med at dioksinnivåene i de undersøkte artene gradvis har avtatt i det som tilsynelatende har vært en utflatningsperiode etter 1990, men at enkelte økninger også er registrert. Dette gjelder torskelever fra Breviksfjorden, reker fra Eidanger og muligens krabbe fra Jomfruland. Reduksjonen har imidlertid gått sakte og under uendrede forhold vil det antakelig fortsatt skje en ganske langsom forbedring mhp. spiselighet av torskelever og krabbeinnmat fra Frierfjorden/Breviksfjorden. Dette er også i tråd med simuleringresultatene fra DIG-prosjektet (Næs et al 2004). Dersom tiltak ikke gjennomføres viser simuleringene at dioksinnivået i stor torsk sannsynligvis ikke vil synke under grenseverdien for konsum før etter år 2010 i ytre fjord og rundt år 2030 i Frierfjorden.

Torsk og blåskjell viste relativt klare endringer i dioksinsammensetning (profil) fra indre til ytre område, og over tid innenfor delområder. Endringene samsvarer med en gradvis mindre påvirkning fra de typiske dioksinprofilene i Hydros utslipp. Krabbesmør viste ikke klare profilendringer i tid eller utover fjordsystemet, og en forklaring kan være at krabbene har en tettere kontakt med bunnsedimentene enn blåskjell og torsk. Det ble påvist en større profilendring i torskelever mellom 2001 og 2002/2003 enn det som ble funnet mellom to påfølgende år tidligere. Nedstenging av magnesiumfabrikken skjedde i denne tidsperioden, men er neppe årsaken, spesielt siden samme profilmforskyvning ikke ble funnet i blåskjell som forventes å gi en raskere respons på endring av dioksiner i vannmassene enn torsk.

Nivåene av non-ortho PCB i torskelever i 10-års perioden 1993 - 2003 sank gradvis ved Såstein, men ikke i Frierfjorden (svak økning) eller Breviksfjorden. For de øvrige artene var det bare blåskjell som viste en entydig nedgang i non-ortho PCB over alle stasjoner mellom 2002 og 2003. Ål fra Eidanger viste også en klar nedgang i non-ortho PCB fra 2002 til 2003. De øvrige artene viste bare små endringer.

Samlet vurdering av tilstanden i ytre del av fjordsystemet (Fra Såstein-Mølen og utover) i 2003 viser at hummer, reker og blåskjell hadde dioksinnivå under grenseverdien for konsum. Torskelever, og krabbesmør lå over grensen. I fjordområdene innenfor grensen Såstein-Mølen er det flere arter som fortsatt viste en nedgang i dioksinnivå over tid, men alle prøvene fra 2003 lå likevel over grenseverdien for konsum.

Overvåkingen 2003 har vist at det fortsatt er behov for å følge utviklingen av dioksinnivåene i organismer i Grenlandsfjordene. Det er to hovedgrunner til dette. For det første har dioksin-konsentrasjonene i flere arter tilsynelatende flatet ut på et nivå som ligger over det man anser å være en betryggende grenseverdi for spiselighet, og mye tyder på at utviklingen mot spiselighet vil gå langsomt i årene framover. For noen arter/lokaliteter er det også påvist en økning i dioksiner de senere årene. For det andre er det ønskelig å overvåke eventuelle miljøgevinster av nedstengningen av magnesiumfabrikken på Herøya. De artene som er dekket av programmet for 2003 ble valgt ut før overvåkingen i 2002 ble gjennomført, ut fra at de representerer de viktigste konsumartene i området. Lokalitetene ble også valgt ut fra at man allerede hadde historiske data derfra siden den store reduksjonen i dioksinutslipp like før 1990 og ut fra ønsket om å drive fiske i disse områdene.

7. Konsekvenser for langtidsprogrammet 2004 – 2007

Langtidsprogrammet (LTP) 2004 – 2007 er beskrevet i tilbud fra NIVA og HI av 10 mars 2004 på basis av resultatene av overvåkingen fram til og med 2002. I hovedsak foreslås en fortsettelse av programmet som er gjennomført i 2002 og 2003, og det er lite i resultatene fra 2003 som tilsier at dette bør endres vesentlig. LTP foreslår at man kutter ut analyse av reker fra Såstein-Mølen ut fra at nivåene her er nær bakgrunn og tilfredsstillende grenseverdien for konsum. Resultatene fra 2003 bekrefter at dette er forsvarlig. Analyse av krabbe fra Jomfruland beholdes og økningen i dioksiner fra 2002 til 2003 bekrefter at dette er viktig. For øvrig tilsier den gode paralleliteten mellom de 3 blandprøvene av torskelever fra Frierfjorden og Jomfruland 2003 at man kan la være å analysere paralleller hvert av årene i LTP, iallfall ved Jomfruland. I brev av 30 april fra NIVA/HI til SFT med tilleggsmomenter til anbefalt LTP, er dette foreslått. Man foreslo videre å bruke ledige analysemidler bl.a. til supplerende dioksinanalyser av reker ved Såstein og ål i Breviksfjorden. Resultatene fra 2003 tilsier som sagt at det kanskje ikke er behov for denne analysen av reker. Siden nivået av dioksiner i ål fra Eidanger var klart lavere i 2003 enn i 2002 bør man også revurdere behovet for analyse av ål fra Breviksfjorden. En øket overvåking av PCN (polyklorerte naftalener) er anbefalt i LTP og støttes siden PCN ikke er dekket verken i 2002 eller 2003.

Forskningsprogrammet Dioksiner i Grenland – DIG, avsluttes høsten 2004 (se Næs et al 2004) og det vil være naturlig at resultatene herfra sees i nærmere sammenheng med resultatene av overvåkingen. En slik samlet vurdering kan føre til anbefalinger om modifikasjoner i LTP fra og med 2005, som bør drøftes med SFT, lokale myndigheter og industrien i Grenland.

8. Litteratur

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603-608.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkgeng, 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 ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$). NIVA rapport nr 4795-2004. 253 sider.
- Bjerkgeng, 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.
- 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. Bjerkgeng, 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., Bjerkgeng, 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 naphthalenes 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 wildlife. *Environ Hlth. Perspect.* 106:775-792.

9. Vedleggsregister

1. Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2003 (antall individer, vekt, lengde, fettprosent).
2. Rådata for NILU-analyser av PCDF/PCDD og non-orto PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2003.
3. $TE_{PCDF/PCDD}$ på våtvekts og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1975-2003.
4. $TE_{non-orto\ PCB}$ i lever av torsk fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1993-2003, på våtvekts- og fettvekts-basis.

Vedlegg 1

Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2003

Vedlegg 1-1 Sammensetning av blandprøver av fisk og skalldyr 2003 til analyse på PCDF/PCDD, etc. ved NILU. N: Antall individer. M/SD/VAR: Middell/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 | 1242/987/230-5532 | 43/7/34-61 |
| Eidanger/Bjørkøy | 20 | 943/394/394-1892 | 44/6/34-57 |
| Såstein | 20 | 825/427/458-2280 | 43/7/34-61 |
| Jomfruland | 60 | 1184/1093/96-566 | 45/14/21-86 |
| BLÅSKJELL | | | (NB mm:) |
| Brevik | 50 | - | 59/6/45-69 |
| Helgeroa | 50 | - | 59/7/50-80 |
| Klokkertangen | 50 | - | 70/7/58-86 |
| TASKEKRABBE (smør) | | | skallbredde: |
| Bjørkøybåen | 24 | - | 15/1/12-17 |
| Jomfruland | 20 | - | 13/1/10-05 |
| HUMMER (halekjøtt) | | | |
| Jomfruland/Såstein | 4 | 406/234/218-748 | 23/3/19-27 |
| REKER (halekjøtt) | | | Carapax-lengde (mm): |
| Eidangerfjord | 75 | | 19/1/16-22 |
| Såstein/Mølen | 75 | - | 19/2/16-22 |
| SILD (filet) | | | |
| Eidangerfjord/Kalven | 20 | 235/38/186-358 | 29/3/27-39 |
| ØRRET (filet) | | | |
| Eidanger/Bjørkøy | 20 | 526/162/278-894 | 36/4/29-43 |
| MAKRELL (filet) | | | |
| Eidangerfjord | 10 | 735/230/424-1090 | 40/4/34-45 |
| ÅL (filet) | | | |
| Eidangerfjord | 20 | 308/173/36-670 | 53/11/30-68 |

Vedlegg 2

Rådata for analyser av PCDF/PCDD og non-orto PCB

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518
 NILU sample number: 03/1908
 Customer: Niva / Grenland'
 Customers sample ID: Frierfjorden
 : 27.10.03, Glass 1
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 5,0 g
 Concentration units: pg/g
 Data files: VA740_diox_01-03-2004

Total sample amount:

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 35,3 | 73 | 35,3 | 35,3 | 35,3 |
| 12378-PeCDD | 3,76 | 69 | 1,88 | 1,88 | 3,76 |
| 123478-HxCDD | < 0,29 | 72 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 123678-HxCDD | 64,6 | 72 | 6,46 | 6,46 | 6,46 |
| 123789-HxCDD | 50,1 | | 5,01 | 5,01 | 5,01 |
| 1234678-HpCDD | 33,2 | 73 | 0,33 | 0,33 | 0,33 |
| OCDD | 13,8 | 98 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 49,1 | 49,1 | 50,9 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 210 | 74 | 21,0 | 21,0 | 21,0 |
| 12378/12348-PeCDF | 490 | * | 4,90 | 24,5 | 24,5 |
| 23478-PeCDF | 53,0 | 71 | 26,5 | 26,5 | 26,5 |
| 123478/123479-HxCDF | 1 366 | 76 | 137 | 137 | 137 |
| 123678-HxCDF | 742 | 69 | 74,2 | 74,2 | 74,2 |
| 123789-HxCDF | 76,3 | * | 7,63 | 7,63 | 7,63 |
| 234678-HxCDF | 132 | 81 | 13,2 | 13,2 | 13,2 |
| 1234678-HpCDF | 235 | 69 | 2,35 | 2,35 | 2,35 |
| 1234789-HpCDF | 362 | * | 3,62 | 3,62 | 3,62 |
| OCDF | 135 | 78 | 0,13 | 0,13 | 0,01 |
| SUM PCDF | | | 290 | 310 | 310 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 339 | 359 | 361 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 124 | 73 | | | 0,01 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 7,36 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 718 | 72 | | | 71,8 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 833 | 73 | | | 8,33 |
| SUM TE-PCB | | | | | 80,1 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1909

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Frierfjorden, 28.10.03

: Glass 3

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 35,0 | 79 | 35,0 | 35,0 | 35,0 |
| 12378-PeCDD | 4,74 | 74 | 2,37 | 2,37 | 4,74 |
| 123478-HxCDD | < 0,41 | 72 | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| 123678-HxCDD | 57,0 | 74 | 5,70 | 5,70 | 5,70 |
| 123789-HxCDD | 55,0 | | 5,50 | 5,50 | 5,50 |
| 1234678-HpCDD | 35,2 | 68 | 0,35 | 0,35 | 0,35 |
| OCDD | 15,1 | 104 | 0,02 | 0,02 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 49,0 | 49,0 | 51,3 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 207 | 80 | 20,7 | 20,7 | 20,7 |
| 12378/12348-PeCDF | 502 | * | 5,02 | 25,1 | 25,1 |
| 23478-PeCDF | 68,8 | 75 | 34,4 | 34,4 | 34,4 |
| 123478/123479-HxCDF | 1 316 | 78 | 132 | 132 | 132 |
| 123678-HxCDF | 801 | 69 | 80,1 | 80,1 | 80,1 |
| 123789-HxCDF | 103 | * | 10,3 | 10,3 | 10,3 |
| 234678-HxCDF | 142 | 78 | 14,2 | 14,2 | 14,2 |
| 1234678-HpCDF | 282 | 73 | 2,82 | 2,82 | 2,82 |
| 1234789-HpCDF | 373 | * | 3,73 | 3,73 | 3,73 |
| OCDF | 166 | 86 | 0,17 | 0,17 | 0,02 |
| SUM PCDF | | | 303 | 323 | 323 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 352 | 372 | 374 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 130 | 77 | | | 0,01 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 8,10 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 768 | 75 | | | 76,8 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 750 | 76 | | | 7,50 |
| SUM TE-PCB | | | | | 84,3 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1910

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Frierfjorden, 28.10.03

: Glass 3

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 34,0 | 94 | 34,0 | 34,0 | 34,0 |
| 12378-PeCDD | 6,01 | 87 | 3,00 | 3,00 | 6,01 |
| 123478-HxCDD | < 0,23 | 85 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 123678-HxCDD | 58,1 | 90 | 5,81 | 5,81 | 5,81 |
| 123789-HxCDD | 44,1 | | 4,41 | 4,41 | 4,41 |
| 1234678-HpCDD | 34,5 | 89 | 0,35 | 0,35 | 0,35 |
| OCDD | 14,8 | 132 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 47,7 | 47,7 | 50,6 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 320 | 95 | 32,0 | 32,0 | 32,0 |
| 12378/12348-PeCDF | 654 | * | 6,54 | 32,7 | 32,7 |
| 23478-PeCDF | 76,6 | 89 | 38,3 | 38,3 | 38,3 |
| 123478/123479-HxCDF | 1 204 | 99 | 120 | 120 | 120 |
| 123678-HxCDF | 770 | 85 | 77,0 | 77,0 | 77,0 |
| 123789-HxCDF | 108 | * | 10,8 | 10,8 | 10,8 |
| 234678-HxCDF | 119 | 96 | 11,9 | 11,9 | 11,9 |
| 1234678-HpCDF | 262 | 94 | 2,62 | 2,62 | 2,62 |
| 1234789-HpCDF | 364 | * | 3,64 | 3,64 | 3,64 |
| OCDF | 157 | 115 | 0,16 | 0,16 | 0,02 |
| SUM PCDF | | | 303 | 330 | 329 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 351 | 377 | 380 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 170 | 90 | | | 0,02 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 10,7 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 649 | 88 | | | 64,9 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 674 | 90 | | | 6,74 |
| SUM TE-PCB | | | | | 71,7 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1901

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Eidanger/Bjørkøy

: 26.10.03

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 34,2 | 76 | 34,2 | 34,2 | 34,2 |
| 12378-PeCDD | 6,85 | 70 | 3,43 | 3,43 | 6,85 |
| 123478-HxCDD | < 0,50 | 74 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 123678-HxCDD | 47,6 | 71 | 4,76 | 4,76 | 4,76 |
| 123789-HxCDD | 24,7 | | 2,47 | 2,47 | 2,47 |
| 1234678-HpCDD | 17,3 | 65 | 0,17 | 0,17 | 0,17 |
| OCDD | 6,21 | 96 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 45,1 | 45,1 | 48,5 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 454 | 73 | 45,4 | 45,4 | 45,4 |
| 12378/12348-PeCDF | 787 | * | 7,87 | 39,3 | 39,3 |
| 23478-PeCDF | 59,6 | 68 | 29,8 | 29,8 | 29,8 |
| 123478/123479-HxCDF | 582 | 71 | 58,2 | 58,2 | 58,2 |
| 123678-HxCDF | 461 | 67 | 46,1 | 46,1 | 46,1 |
| 123789-HxCDF | 53,8 | * | 5,38 | 5,38 | 5,38 |
| 234678-HxCDF | 81,4 | 73 | 8,14 | 8,14 | 8,14 |
| 1234678-HpCDF | 166 | 72 | 1,66 | 1,66 | 1,66 |
| 1234789-HpCDF | 138 | * | 1,38 | 1,38 | 1,38 |
| OCDF | 63,8 | 67 | 0,06 | 0,06 | 0,01 |
| SUM PCDF | | | 204 | 235 | 235 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 249 | 281 | 284 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 323 | 71 | | | 0,03 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 13,9 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 513 | 76 | | | 51,3 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 367 | 71 | | | 3,67 |
| SUM TE-PCB | | | | | 55,0 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1914

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Såstein

: 25.10.03

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 3,92 | 73 | 3,92 | 3,92 | 3,92 |
| 12378-PeCDD | 1,05 | 73 | 0,52 | 0,52 | 1,05 |
| 123478-HxCDD | < | 73 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 123678-HxCDD | 4,82 | 68 | 0,48 | 0,48 | 0,48 |
| 123789-HxCDD | 1,69 | | 0,17 | 0,17 | 0,17 |
| 1234678-HpCDD | 1,79 i | 73 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| OCDD | 1,21 i | 102 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 5,14 | 5,14 | 5,66 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 79,4 | 78 | 7,94 | 7,94 | 7,94 |
| 12378/12348-PeCDF | 87,0 | * | 0,87 | 4,35 | 4,35 |
| 23478-PeCDF | 7,81 | 74 | 3,90 | 3,90 | 3,90 |
| 123478/123479-HxCDF | 48,7 | 77 | 4,87 | 4,87 | 4,87 |
| 123678-HxCDF | 41,7 | 72 | 4,17 | 4,17 | 4,17 |
| 123789-HxCDF | 3,64 | * | 0,36 | 0,36 | 0,36 |
| 234678-HxCDF | 9,44 | 74 | 0,94 | 0,94 | 0,94 |
| 1234678-HpCDF | 18,2 | 71 | 0,18 | 0,18 | 0,18 |
| 1234789-HpCDF | 10,8 | * | 0,11 | 0,11 | 0,11 |
| OCDF | 4,93 | 75 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 23,4 | 26,8 | 26,8 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 28,5 | 32,0 | 32,5 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 282 | 79 | | | 0,03 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 5,56 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 182 | 78 | | | 18,2 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 76,6 | 78 | | | 0,77 |
| SUM TE-PCB | | | | | 19,0 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1905

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Klokkertangen/Jomfruland
: 24-31/10-03, Glass 1

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 4,16 | 75 | 4,16 | 4,16 | 4,16 |
| 12378-PeCDD | 1,94 | 72 | 0,97 | 0,97 | 1,94 |
| 123478-HxCDD | < | 72 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 123678-HxCDD | 8,57 | 67 | 0,86 | 0,86 | 0,86 |
| 123789-HxCDD | 3,68 | | 0,37 | 0,37 | 0,37 |
| 1234678-HpCDD | 3,39 | 69 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| OCDD | 2,11 | 95 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 6,42 | 6,42 | 7,39 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 80,9 | 82 | 8,09 | 8,09 | 8,09 |
| 12378/12348-PeCDF | 130 | * | 1,30 | 6,48 | 6,48 |
| 23478-PeCDF | 12,0 | 74 | 6,02 | 6,02 | 6,02 |
| 123478/123479-HxCDF | 100 | 71 | 10,0 | 10,0 | 10,0 |
| 123678-HxCDF | 62,8 | 72 | 6,28 | 6,28 | 6,28 |
| 123789-HxCDF | 6,40 | * | 0,64 | 0,64 | 0,64 |
| 234678-HxCDF | 16,7 | 72 | 1,67 | 1,67 | 1,67 |
| 1234678-HpCDF | 37,1 | 68 | 0,37 | 0,37 | 0,37 |
| 1234789-HpCDF | 16,4 | * | 0,16 | 0,16 | 0,16 |
| OCDF | 10,0 | 70 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 34,5 | 39,7 | 39,7 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 41,0 | 46,1 | 47,1 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 317 | 76 | | | 0,03 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 5,50 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 223 | 77 | | | 22,3 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 104 | 75 | | | 1,04 |
| SUM TE-PCB | | | | | 23,4 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1906

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Jomfruland/Klokkertangen
: 31.10.03, Glass 2

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 3,71 | 73 | 3,71 | 3,71 | 3,71 |
| 12378-PeCDD | 0,97 | 70 | 0,49 | 0,49 | 0,97 |
| 123478-HxCDD | < | 66 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 123678-HxCDD | 6,26 | 68 | 0,63 | 0,63 | 0,63 |
| 123789-HxCDD | 3,00 | | 0,30 | 0,30 | 0,30 |
| 1234678-HpCDD | 2,06 | 72 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| OCDD | 1,07 | 92 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 5,17 | 5,17 | 5,65 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 71,6 | 78 | 7,16 | 7,16 | 7,16 |
| 12378/12348-PeCDF | 112 | * | 1,12 | 5,62 | 5,62 |
| 23478-PeCDF | 6,88 | 72 | 3,44 | 3,44 | 3,44 |
| 123478/123479-HxCDF | 95,3 | 74 | 9,53 | 9,53 | 9,53 |
| 123678-HxCDF | 57,9 | 69 | 5,79 | 5,79 | 5,79 |
| 123789-HxCDF | 4,29 | * | 0,43 | 0,43 | 0,43 |
| 234678-HxCDF | 13,8 | 73 | 1,38 | 1,38 | 1,38 |
| 1234678-HpCDF | 21,0 | 64 | 0,21 | 0,21 | 0,21 |
| 1234789-HpCDF | 15,1 | * | 0,15 | 0,15 | 0,15 |
| OCDF | 5,47 | 64 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 29,2 | 33,7 | 33,7 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 34,4 | 38,9 | 39,4 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 314 | 77 | | | 0,03 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 5,60 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 244 | 78 | | | 24,4 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 127 | 76 | | | 1,27 |
| SUM TE-PCB | | | | | 25,7 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1907

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Jomfruland

: 16.11.03, Glass 3

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 4,83 | 72 | 4,83 | 4,83 | 4,83 |
| 12378-PeCDD | 2,00 | 65 | 1,00 | 1,00 | 2,00 |
| 123478-HxCDD | < | 59 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 123678-HxCDD | 8,02 | 61 | 0,80 | 0,80 | 0,80 |
| 123789-HxCDD | 3,49 | | 0,35 | 0,35 | 0,35 |
| 1234678-HpCDD | 2,74 | 61 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| OCDD | 2,02 | 81 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 7,03 | 7,03 | 8,03 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 85,3 | 75 | 8,53 | 8,53 | 8,53 |
| 12378/12348-PeCDF | 138 | * | 1,38 | 6,91 | 6,91 |
| 23478-PeCDF | 13,3 | 65 | 6,66 | 6,66 | 6,66 |
| 123478/123479-HxCDF | 86,8 | 66 | 8,68 | 8,68 | 8,68 |
| 123678-HxCDF | 63,6 | 66 | 6,36 | 6,36 | 6,36 |
| 123789-HxCDF | 6,14 | * | 0,61 | 0,61 | 0,61 |
| 234678-HxCDF | 15,9 | 66 | 1,59 | 1,59 | 1,59 |
| 1234678-HpCDF | 29,4 | 59 | 0,29 | 0,29 | 0,29 |
| 1234789-HpCDF | 14,1 | * | 0,14 | 0,14 | 0,14 |
| OCDF | 7,90 i | 53 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 34,3 | 39,8 | 39,8 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 41,3 | 46,8 | 47,8 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 416 | 77 | | | 0,04 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 8,38 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 249 | 72 | | | 24,9 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 106 | 69 | | | 1,06 |
| SUM TE-PCB | | | | | 26,0 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1897

Customer: Niva/Grenland

Customers sample ID: Brevik

: 27.10.03

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH546_diox_18-02-2004

| Compound | Concentration | Recovery | TE(nordic) | i-TE | TE (WHO) |
|--------------------------|---------------|----------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g | pg/g |
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,21 | 74 | 0,21 | 0,21 | 0,21 |
| 12378-PeCDD | 0,28 | 77 | 0,14 | 0,14 | 0,28 |
| 123478-HxCDD | 0,23 | 92 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 123678-HxCDD | 0,36 | 94 | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| 123789-HxCDD | 0,20 | | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 1234678-HpCDD | 0,98 | 106 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDD | 1,46 | 156 g | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 0,44 | 0,44 | 0,57 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 9,55 | 79 | 0,95 | 0,95 | 0,95 |
| 12378/12348-PeCDF | 4,44 | * | 0,04 | 0,22 | 0,22 |
| 23478-PeCDF | 2,06 | 79 | 1,03 | 1,03 | 1,03 |
| 123478/123479-HxCDF | 4,10 | 87 | 0,41 | 0,41 | 0,41 |
| 123678-HxCDF | 2,35 | 83 | 0,23 | 0,23 | 0,23 |
| 123789-HxCDF | 0,38 | * | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| 234678-HxCDF | 0,52 | 93 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 1234678-HpCDF | 6,53 | 97 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| 1234789-HpCDF | 2,74 | * | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| OCDF | 18,4 | 113 | 0,02 | 0,02 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 2,87 | 3,05 | 3,03 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 3,31 | 3,49 | 3,61 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 15,1 | 72 | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,47 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 2,09 | 75 | | | 0,21 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 0,70 | 81 | | | 0,01 |
| SUM TE-PCB | | | | | 0,22 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1899

Customer: Niva /Grenland

Customers sample ID: Helgeroa

: 24.10.03

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH546_diox_18-02-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,03 | 40 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 12378-PeCDD | 0,12 | 46 | 0,06 | 0,06 | 0,12 |
| 123478-HxCDD | 0,07 | 56 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 123678-HxCDD | 0,12 | 55 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 123789-HxCDD | < | 0,02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1234678-HpCDD | 0,36 | 64 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDD | 0,70 | 94 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 0,11 | 0,11 | 0,17 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 2,51 | 43 | 0,25 | 0,25 | 0,25 |
| 12378/12348-PeCDF | 1,22 | * | 0,01 | 0,06 | 0,06 |
| 23478-PeCDF | 0,59 | 47 | 0,29 | 0,29 | 0,29 |
| 123478/123479-HxCDF | 1,06 | 51 | 0,11 | 0,11 | 0,11 |
| 123678-HxCDF | 0,62 | 49 | 0,06 | 0,06 | 0,06 |
| 123789-HxCDF | 0,07 | * | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 234678-HxCDF | 0,17 i | 55 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 1234678-HpCDF | 2,01 | 57 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 1234789-HpCDF | 0,72 | * | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDF | 5,13 | 66 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 0,78 | 0,83 | 0,82 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 0,89 | 0,94 | 0,99 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 4,85 | 38 g | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,15 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 0,94 | 43 | | | 0,09 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 0,31 | 47 | | | 0,00 |
| SUM TE-PCB | | | | | 0,10 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1919

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Klokkertangen

: 24.10.03

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 30,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,03 | 83 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 12378-PeCDD | 0,05 i | 77 | 0,02 | 0,02 | 0,05 |
| 123478-HxCDD | < 0,03 i | 79 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 123678-HxCDD | 0,03 | 76 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 123789-HxCDD | < 0,04 | | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1234678-HpCDD | 0,16 i | 83 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDD | 0,32 | 120 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 0,07 | 0,07 | 0,09 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 1,42 | 84 | 0,14 | 0,14 | 0,14 |
| 12378/12348-PeCDF | 0,55 | * | 0,01 | 0,03 | 0,03 |
| 23478-PeCDF | 0,23 | 80 | 0,12 | 0,12 | 0,12 |
| 123478/123479-HxCDF | 0,52 | 84 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 123678-HxCDF | 0,27 | 79 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 123789-HxCDF | 0,05 i | * | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 234678-HxCDF | 0,09 | 84 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 1234678-HpCDF | 0,92 | 75 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 1234789-HpCDF | 0,25 | * | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDF | 1,81 i | 93 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 0,37 | 0,39 | 0,39 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 0,44 | 0,46 | 0,48 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 7,10 | 83 | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,17 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 1,08 | 82 | | | 0,11 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 0,24 | 83 | | | 0,00 |
| SUM TE-PCB | | | | | 0,11 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1917

Customer: Niva/Grenland

Customers sample ID: Breiviksfjorden / Bjørkøy
: 26.10.03

Sample type: Krabbe

Sample amount: 30,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH549B_diox_23-02-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 6,97 | 72 | 6,97 | 6,97 | 6,97 |
| 12378-PeCDD | 20,2 | 76 | 10,1 | 10,1 | 20,2 |
| 123478-HxCDD | 16,1 | 59 | 1,61 | 1,61 | 1,61 |
| 123678-HxCDD | 24,6 | 71 | 2,46 | 2,46 | 2,46 |
| 123789-HxCDD | 9,71 | | 0,97 | 0,97 | 0,97 |
| 1234678-HpCDD | 30,2 | 57 | 0,30 | 0,30 | 0,30 |
| OCDD | 17,6 | 74 | 0,02 | 0,02 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 22,5 | 22,5 | 32,6 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 148 | 79 | 14,8 | 14,8 | 14,8 |
| 12378/12348-PeCDF | 119 | * | 1,19 | 5,95 | 5,95 |
| 23478-PeCDF | 101 | 69 | 50,5 | 50,5 | 50,5 |
| 123478/123479-HxCDF | 227 | 66 | 22,7 | 22,7 | 22,7 |
| 123678-HxCDF | 87,9 | 55 | 8,79 | 8,79 | 8,79 |
| 123789-HxCDF | 5,21 | * | 0,52 | 0,52 | 0,52 |
| 234678-HxCDF | 40,6 | 68 | 4,06 | 4,06 | 4,06 |
| 1234678-HpCDF | 287 | 56 | 2,87 | 2,87 | 2,87 |
| 1234789-HpCDF | 17,5 | * | 0,18 | 0,18 | 0,18 |
| OCDF | 69,4 | 65 | 0,07 | 0,07 | 0,01 |
| SUM PCDF | | | 106 | 110 | 110 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 128 | 133 | 143 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 159 | 82 | | | 0,02 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 2,46 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 55,9 | 79 | | | 5,59 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 43,9 | 79 | | | 0,44 |
| SUM TE-PCB | | | | | 6,04 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1918

Customer: Niva/Grenland

Customers sample ID: Klokkertangen / Jomfruland

: 24.10.03

Sample type: Krabbe

Sample amount: 30,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH549B_diox_23-02-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 1,44 | 68 | 1,44 | 1,44 | 1,44 |
| 12378-PeCDD | 8,45 | 58 | 4,22 | 4,22 | 8,45 |
| 123478-HxCDD | 6,18 | 46 | 0,62 | 0,62 | 0,62 |
| 123678-HxCDD | 12,3 | 45 | 1,23 | 1,23 | 1,23 |
| 123789-HxCDD | 4,29 | | 0,43 | 0,43 | 0,43 |
| 1234678-HpCDD | 8,84 | 48 | 0,09 | 0,09 | 0,09 |
| OCDD | 5,48 | 65 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 8,04 | 8,04 | 12,3 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 32,8 | 75 | 3,28 | 3,28 | 3,28 |
| 12378/12348-PeCDF | 31,9 | * | 0,32 | 1,60 | 1,60 |
| 23478-PeCDF | 29,4 | 54 | 14,7 | 14,7 | 14,7 |
| 123478/123479-HxCDF | 77,0 | 53 | 7,70 | 7,70 | 7,70 |
| 123678-HxCDF | 22,9 | 42 | 2,29 | 2,29 | 2,29 |
| 123789-HxCDF | 1,29 | * | 0,13 | 0,13 | 0,13 |
| 234678-HxCDF | 18,3 | 52 | 1,83 | 1,83 | 1,83 |
| 1234678-HpCDF | 81,4 | 50 | 0,81 | 0,81 | 0,81 |
| 1234789-HpCDF | 3,00 | * | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| OCDF | 10,8 | 56 | 0,01 | 0,01 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 31,1 | 32,4 | 32,4 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 39,1 | 40,4 | 44,6 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 109 | 83 | | | 0,01 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 2,17 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 38,1 | 74 | | | 3,81 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 20,1 | 64 | | | 0,20 |
| SUM TE-PCB | | | | | 4,02 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518
 NILU sample number: 03/1903
 Customer: Niva/Grenland
 Customers sample ID: Eidangerfjorden
 : 17.11.03
 Sample type: Reker
 Sample amount: 30,0 g
 Concentration units: pg/g
 Data files: DH549A_diox_23-02-2004

Total sample amount:

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 1,06 | 78 | 1,06 | 1,06 | 1,06 |
| 12378-PeCDD | 3,45 | 74 | 1,72 | 1,72 | 3,45 |
| 123478-HxCDD | 0,94 | 73 | 0,09 | 0,09 | 0,09 |
| 123678-HxCDD | 2,34 | 72 | 0,23 | 0,23 | 0,23 |
| 123789-HxCDD | 1,02 | | 0,10 | 0,10 | 0,10 |
| 1234678-HpCDD | 0,52 | 67 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDD | 0,38 i | 87 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 3,22 | 3,22 | 4,95 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 34,9 | 78 | 3,49 | 3,49 | 3,49 |
| 12378/12348-PeCDF | 36,8 | * | 0,37 | 1,84 | 1,84 |
| 23478-PeCDF | 8,29 | 77 | 4,14 | 4,14 | 4,14 |
| 123478/123479-HxCDF | 8,12 | 72 | 0,81 | 0,81 | 0,81 |
| 123678-HxCDF | 8,48 | 65 | 0,85 | 0,85 | 0,85 |
| 123789-HxCDF | 1,49 | * | 0,15 | 0,15 | 0,15 |
| 234678-HxCDF | 0,85 | 82 | 0,09 | 0,09 | 0,09 |
| 1234678-HpCDF | 4,91 | 74 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 1234789-HpCDF | 0,98 | * | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDF | 1,64 | 70 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 9,96 | 11,4 | 11,4 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 13,2 | 14,7 | 16,4 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 11,9 | 74 | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,56 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 4,97 | 80 | | | 0,50 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 2,35 | 78 | | | 0,02 |
| SUM TE-PCB | | | | | 0,52 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1898

Customer: Niva/Grenland

Customers sample ID: Såstein / Mølen

: 27.10.03

Sample type: Reker

Sample amount: 30,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH549A_diox_23-02-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,03 | 71 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 12378-PeCDD | 0,09 | 78 | 0,04 | 0,04 | 0,09 |
| 123478-HxCDD | < | 0,05 | 75 | 0,00 | 0,00 |
| 123678-HxCDD | < | 0,05 | 67 | 0,00 | 0,00 |
| 123789-HxCDD | < | 0,05 | | 0,00 | 0,00 |
| 1234678-HpCDD | 0,11 i | 66 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDD | < | 0,03 | 97 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 0,09 | 0,09 | 0,13 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 0,54 | 76 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 12378/12348-PeCDF | 0,31 | | * | 0,00 | 0,02 |
| 23478-PeCDF | 0,12 | 68 | 0,06 | 0,06 | 0,06 |
| 123478/123479-HxCDF | 0,09 | 69 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 123678-HxCDF | 0,06 i | 60 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 123789-HxCDF | < | 0,02 | * | 0,00 | 0,00 |
| 234678-HxCDF | 0,22 | 73 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 1234678-HpCDF | < | 0,06 | 69 | 0,00 | 0,00 |
| 1234789-HpCDF | < | 0,10 | * | 0,00 | 0,00 |
| OCDF | < | 0,05 | 84 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 0,16 | 0,17 | 0,17 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 0,25 | 0,26 | 0,30 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 4,42 | 68 | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,12 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 0,89 | 79 | | | 0,09 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 0,17 i | 73 | | | 0,00 |
| SUM TE-PCB | | | | | 0,09 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1900

Customer: Niva /Grenland

Customers sample ID: Jomfruland/Såstein

: 24.10.03

Sample type: Hummer

Sample amount: 15,3 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH549A_diox_23-02-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | < 0,05 | 61 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 12378-PeCDD | < 0,07 | 65 | 0,03 | 0,03 | 0,07 |
| 123478-HxCDD | < 0,07 | 56 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 123678-HxCDD | < 0,07 | 54 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 123789-HxCDD | < 0,07 | | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 1234678-HpCDD | < 0,08 | 48 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDD | < 0,09 | 59 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 0,10 | 0,10 | 0,13 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 0,57 | 68 | 0,06 | 0,06 | 0,06 |
| 12378/12348-PeCDF | 0,65 | * | 0,01 | 0,03 | 0,03 |
| 23478-PeCDF | 0,39 i | 58 | 0,19 | 0,19 | 0,19 |
| 123478/123479-HxCDF | 0,39 | 56 | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| 123678-HxCDF | 0,28 i | 49 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 123789-HxCDF | < 0,06 | * | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 234678-HxCDF | 0,29 | 57 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 1234678-HpCDF | < 0,09 | 52 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1234789-HpCDF | < 0,14 | * | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDF | < 0,28 | 52 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 0,36 | 0,39 | 0,39 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 0,46 | 0,49 | 0,52 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 3,44 | 65 | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,10 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 0,92 | 74 | | | 0,09 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 0,31 | 61 | | | 0,00 |
| SUM TE-PCB | | | | | 0,10 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1915

Customer: Niva/Grenland

Customers sample ID: Eidangerfjorden

: 27.10.03

Sample type: Ål filet

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH549B_diox_23-02-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,57 | 74 | 0,57 | 0,57 | 0,57 |
| 12378-PeCDD | 1,93 | 91 | 0,97 | 0,97 | 1,93 |
| 123478-HxCDD | 1,02 | 62 | 0,10 | 0,10 | 0,10 |
| 123678-HxCDD | 1,75 | 74 | 0,18 | 0,18 | 0,18 |
| 123789-HxCDD | < | | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 1234678-HpCDD | 0,43 i | 60 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDD | 0,34 i | 86 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 1,83 | 1,83 | 2,79 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 0,71 | 88 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| 12378/12348-PeCDF | 0,65 | * | 0,01 | 0,03 | 0,03 |
| 23478-PeCDF | 4,40 | 75 | 2,20 | 2,20 | 2,20 |
| 123478/123479-HxCDF | 9,31 | 69 | 0,93 | 0,93 | 0,93 |
| 123678-HxCDF | 4,64 | 59 | 0,46 | 0,46 | 0,46 |
| 123789-HxCDF | 0,24 i | * | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 234678-HxCDF | 1,17 i | 79 | 0,12 | 0,12 | 0,12 |
| 1234678-HpCDF | 2,58 | 69 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 1234789-HpCDF | 0,87 | * | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDF | 0,91 i | 71 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 3,85 | 3,87 | 3,87 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 5,68 | 5,70 | 6,67 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 1,32 | 91 | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,07 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 5,88 | 89 | | | 0,59 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 6,77 | 83 | | | 0,07 |
| SUM TE-PCB | | | | | 0,66 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1904B

Customer: Niva / Grenland

Customers sample ID: Eidanger

: 28.10.03

Sample type: Sild-filet

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VA740_diox_01-03-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,45 | 79 | 0,45 | 0,45 | 0,45 |
| 12378-PeCDD | 0,49 | 75 | 0,25 | 0,25 | 0,49 |
| 123478-HxCDD | < 0,16 | 69 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 123678-HxCDD | 0,33 i | 69 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| 123789-HxCDD | 0,38 | | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| 1234678-HpCDD | 0,25 i | 65 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDD | < 0,14 | 95 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 0,79 | 0,79 | 1,04 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 5,92 | 82 | 0,59 | 0,59 | 0,59 |
| 12378/12348-PeCDF | 6,46 | * | 0,06 | 0,32 | 0,32 |
| 23478-PeCDF | 2,38 | 74 | 1,19 | 1,19 | 1,19 |
| 123478/123479-HxCDF | 6,93 | 71 | 0,69 | 0,69 | 0,69 |
| 123678-HxCDF | 4,06 | 72 | 0,41 | 0,41 | 0,41 |
| 123789-HxCDF | 0,89 | * | 0,09 | 0,09 | 0,09 |
| 234678-HxCDF | 0,92 | 74 | 0,09 | 0,09 | 0,09 |
| 1234678-HpCDF | 2,04 | 70 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 1234789-HpCDF | < 0,25 | * | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDF | 1,54 | 72 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 3,15 | 3,41 | 3,41 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 3,94 | 4,20 | 4,44 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 33,2 | 82 | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,59 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 13,4 | 83 | | | 1,34 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 5,96 | 79 | | | 0,06 |
| SUM TE-PCB | | | | | 1,40 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1902

Customer: Niva/Grenland

Customers sample ID: Eidanger / Bjørnkøy

: 26.10.03

Sample type: Ørret filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH549A_diox_23-02-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,18 | 73 | 0,18 | 0,18 | 0,18 |
| 12378-PeCDD | 0,22 | 75 | 0,11 | 0,11 | 0,22 |
| 123478-HxCDD | < | 0,03 | 70 | 0,00 | 0,00 |
| 123678-HxCDD | < | 0,03 | 65 | 0,00 | 0,00 |
| 123789-HxCDD | < | 0,03 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1234678-HpCDD | < | 0,05 | 49 | 0,00 | 0,00 |
| OCDD | < | 0,05 | 72 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 0,30 | 0,30 | 0,41 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 2,92 | 79 | 0,29 | 0,29 | 0,29 |
| 12378/12348-PeCDF | 1,43 | * | 0,01 | 0,07 | 0,07 |
| 23478-PeCDF | 1,64 | 69 | 0,82 | 0,82 | 0,82 |
| 123478/123479-HxCDF | 0,55 | 61 | 0,06 | 0,06 | 0,06 |
| 123678-HxCDF | 0,50 | 56 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 123789-HxCDF | < | 0,04 | * | 0,00 | 0,00 |
| 234678-HxCDF | < | 0,03 | 65 | 0,00 | 0,00 |
| 1234678-HpCDF | < | 0,07 | 58 | 0,00 | 0,00 |
| 1234789-HpCDF | < | 0,11 | * | 0,00 | 0,00 |
| OCDF | < | 0,07 | 55 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 1,24 | 1,30 | 1,30 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 1,54 | 1,60 | 1,71 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 10,9 | 76 | | | 0,00 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 0,29 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 2,96 | 83 | | | 0,30 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 1,02 | 72 | | | 0,01 |
| SUM TE-PCB | | | | | 0,31 |

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-2518

NILU sample number: 03/1916

Customer: Niva/Grenland

Customers sample ID: Eidanger

: 28.10.03

Sample type: Makrell filet

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH549B_diox_23-02-2004

| Compound | Concentration pg/g | Recovery % | TE(nordic) pg/g | i-TE pg/g | TE (WHO) pg/g |
|--------------------------|-----------------------|---------------|--------------------|--------------|------------------|
| Dioxins | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,54 | 72 | 0,54 | 0,54 | 0,54 |
| 12378-PeCDD | 0,42 | 68 | 0,21 | 0,21 | 0,42 |
| 123478-HxCDD | < | 0,14 | 60 | 0,01 | 0,01 |
| 123678-HxCDD | < | 0,14 | 59 | 0,01 | 0,01 |
| 123789-HxCDD | < | 0,15 | | 0,02 | 0,02 |
| 1234678-HpCDD | < | 0,06 | 59 | 0,00 | 0,00 |
| OCDD | < | 0,03 | 93 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | 0,79 | 0,79 | 1,00 |
| Furanes | | | | | |
| 2378-TCDF | 10,9 | 71 | 1,09 | 1,09 | 1,09 |
| 12378/12348-PeCDF | 2,08 i | | 0,02 | 0,10 | 0,10 |
| 23478-PeCDF | 3,65 | 63 | 1,82 | 1,82 | 1,82 |
| 123478/123479-HxCDF | 0,72 | 68 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| 123678-HxCDF | 0,36 | 51 | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| 123789-HxCDF | 0,06 | | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 234678-HxCDF | < | 0,04 | 70 | 0,00 | 0,00 |
| 1234678-HpCDF | < | 0,06 | 66 | 0,00 | 0,00 |
| 1234789-HpCDF | < | 0,09 | | 0,00 | 0,00 |
| OCDF | < | 0,05 | 83 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | 3,06 | 3,14 | 3,14 |
| SUM PCDD/PCDF | | | 3,85 | 3,93 | 4,15 |
| nonortho - PCB | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 112 | 77 | | | 0,01 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 2,49 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 28,4 | 73 | | | 2,84 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 5,10 | 76 | | | 0,05 |
| SUM TE-PCB | | | | | 2,91 |

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

Vedlegg 3

TE_{PCDF/PCDD} på våtvekts og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell 1975-2002

Vedleggstabell 3-1. Σ TE_{PCDF/PCDD} i utvalgte fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975 - 76) 1987 - 2003, ng TE/kg våtvekt og ng TE/kg fett. Kilder foruten overvåkings-rapporter 1990 - 2003: 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 Frierfjorden | 1975 | 42730 | 28,0 | 152600 |
| | 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 | |
| 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 | 728 | |

(tabell 3-1 forts.)

| Arter/stasjoner | År | TEPCDF/PCDD ng/kg våtvekt | % fett (NILU) | TEPCDF/PCDD ng/kg fett |
|--|--------------------|------------------------------|------------------|---------------------------|
| 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 |
| TORSKELEVER Jomfruland | 2002-1 | 49,7 | 52,17 | 95 |
| | 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 |
| KRABBESMØR, HANNER Ringsholm./Frierfjorden | 1988 | 2780 | 6.0 | 46333 |
| | 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 | |

(tabell 3-1 forts.)

| Arter/stasjoner | År | TEPCDF/PCDD ng/kg våtvekt | % fett | TEPCDF/PCDD ng/kg fett |
|-----------------|--------------------|------------------------------|--------|---------------------------|
| 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 |
| 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 |

(tabell 3-1 forts.)

| Arter/stasjoner | År | TEPCDF/PCDD ng/kg våtvekt | % fett | TEPCDF/PCDD ng/kg fett |
|--|------|------------------------------|--------|---------------------------|
| BLÅSKJELL Crofthlm./ Breviksfjorden | 1989 | 235 | 1.30 | 18076 |
| | 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 | |
| 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 | |
| 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 |

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 rensetiltakene 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-orto PCB} i lever av torsk 1993-2003, på våtvekts- og fettvekts-basis

Vedleggstabell 4-1. TE_{non-orto} PCB i lever av torsk fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1993-2002, 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 |
| 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⁾ |
| 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 |
| Jomfruland | | |
| 2002-1 | 31 | 59 |
| 2002-2 | 32 | 68 |
| 2003-1 | 47 | 51 |
| 2003-2 | 39 | 68 |
| 2003-3 | 48 | 53 |

1) Tatt i Eidangerfjord/Breviksfjord



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 Norsk institutt for vannforskning | Kontaktperson SFT Eli Mathiesen | ISBN-nummer 82-577-4579-0 |
|--|------------------------------------|------------------------------|

| | | |
|--|---|------------------------|
| | Avdeling i SFT Næringslivsavdelingen | TA-nummer 2052/2004 |
|--|---|------------------------|

| | | | |
|---|------------|--------------------------|--------------------------------|
| Oppdragstakers prosjektansvarlig Torgeir Bakke | År 2004 | Sidetall 42 + vedlegg | SFTs kontraktnummer 4003122 |
|---|------------|--------------------------|--------------------------------|

| | |
|--|--|
| Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 4892-2004 | Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn og Norsk Hydro Produksjon 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 2003 |
|---|

| |
|--|
| Sammendrag Overkonsentrasjoner av dioksiner sammenlignet med egnede referanseverdier for bakgrunn har gått noe ned siden 2002 i torskelever fra Frierfjorden, krabbesmør fra Breviksfjorden, og i ål fra Eidangerfjorden, men fortsatt viste alle vevsprøver av organismer tatt innenfor Såstein-Mølen dioksinnivå over grensen for spiselighet. Torskelever og krabbesmør fra Såstein-Jomfruland lå også over denne grensen. Langtidsendringene viste fortsatt i hovedsak langsom reduksjon i dioksiner i torsk, sjø-ørret, krabbe og blåskjell, men for torskelever fra Breviksfjorden var det tendens til økning i nivåene siden 2000. Langsom bedring uten tiltak samsvarer med DIG-simuleringene. Dioksinprofilen har også endret seg gradvis med tid i torsk og blåskjell, men ikke i krabber. Innholdet av n.o. PCB har sunket jevnt i torskelever fra Frierfjorden de siste 10 årene, men ikke i lever fra fisk fanget lenger ute. Overvåkingen i 2003 viser at det fortsatt er behov for å følge dioksinutviklingen i organismer fra Grenlandsfjordene, men resultatene indikerer ikke at det er behov for dyptgripende endringer i det foreslåtte langtidsprogrammet for 2004-2007. |
|--|

| | |
|--|---|
| 4 emneord PCDF/PCDD ("dioksiner") Heksaklorbenzen (HCB) Oktaklorstyren (OCS) Non-ortho PCB | 4 subject words PCDF/PCDD ("dioxins") Hexachlorobenzene (HCB) Octachlorostyrene (OCS) Non-ortho PCB |
|--|---|