



MILJØ-
DIREKTORATET

RAPPORT

M-8/2013

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2012.



NIVA
Norsk institutt for vannforskning



NILU

Forord

Overvåkingen i Grenlandsfjordene er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Miljødirektoratet (tidligere Klima- og forurensningsdirektoratet). Undersøkelsene er finansiert av Miljødirektoratet og den lokale industrien (Herøya Industripark HIP, Ineos Norge, Noretyl og Eramet Norway).

Foreliggende rapport presenterer resultatene fra overvåking av miljøgifter i organismer fra 2012. Dette er siste året i den statlig initierte overvåkingen av Grenlandsfjordene. Overvåkingen er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HI), med Norsk institutt for luftforskning (NILU) som leverandør av analyser på organiske miljøgifter, og Eurofins som leverandør av analyser på tinnorganiske forbindelser og kvikksølv.

Siden 2012 var siste året i langtidsprogrammet 2008-2012 er det gjennomført en mer omfattende statistisk analyse av tidstrender i dioksiner og *non-ortho* PCB på hele datamaterialet fra 1991 til 2012. Analysen er rapportert i vedlegg 1 til denne rapporten og konklusjonene er innarbeidet i hovedrapporten.

Hovedansvarlige for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- Innsamling og opparbeiding av vevsprøver for analyse: Halvor Knutsen HI
- Analyse av fettinnhold, polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner, *non-ortho* PCB, polybromerte difenyletere og perfluorerte alkylstoffer: Martin Schlabach, NILU.
- Analyse av kvikksølv: Eurofins
- Analyse av tinnorganiske forbindelser: Eurofins
- Statistisk analyse av tidstrender 1991-2012: Birger Bjerkeng
- Øvrig databearbeidelse og rapportering: Anders Ruus, NIVA; Birger Bjerkeng, NIVA; Torgeir Bakke, NIVA, og Halvor Knutsen, HI.

I 2012 ble det også gjort en undersøkelse av dioksiner, *non-ortho* PCB og TBT i sedimenter, samt en sedimentprofilanalyse (SPI-kamera) og en analyse av tilstanden hos bløtbunnsfaunaen. Dette er rapportert i en egen rapport (Rapport M-9/2013).

Kontaktperson i Miljødirektoratet/Klif har vært Eli Mathisen. Kontaktperson for industribedriftene har vært Bernt Malme og Tone Rabe, HIP. Torgeir Bakke har vært NIVAs prosjektleder.

Oslo, 11/11/2013

Torgeir Bakke
Seniorforsker, prosjektleder

Innhold

1. Sammendrag	7
2. Summary	11
3. Bakgrunn, målsetting og gjennomføring.....	15
3.1 Nomenklatur	15
3.2 Bakgrunn.....	15
3.3 Målsetting	15
3.4 Gjeldende kostholdsbegrensninger.....	15
3.5 Utslippsforhold	16
3.6 Program for 2012.....	16
3.7 Gjennomføring.....	18
3.7.1 Feltarbeid	18
3.7.2 Prøveopparbeidelse	18
3.7.3 Kjemiske analysemetoder	20
3.7.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter for klorerte organiske stoffer	20
3.7.5 Statistiske analyser	21
4. Resultater	23
4.1 Fettinnhold.....	23
4.2 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo- <i>p</i> -dioksiner (dioksiner)	24
4.2.1 Tilstand 2012.....	24
4.2.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2012	25
4.3 Non- <i>orto</i> PCB	36
4.3.1 Tilstand og tidsutvikling.....	36
4.4 Kvikksølv i torskefilet	38
4.4.1 Tilstand 2012.....	38
1.1.1 Sammenligning med tidligere resultater	38
4.5 Tinnorganiske forbindelser	39
4.5.1 Tilstand 2012.....	39
1.1.2 Sammenligning med tidligere resultater	39
4.6 Bromerte flammehemmere (PBDE) i torskelever	41
4.7 Perfluoralkylforbindelser (PFAS) i torskelever	42
5. Oppsummering og konklusjoner.....	45
5.1 Frierfjorden	45
5.2 Langesundsfjorden	46
5.3 Langesundsbukta og områdene utenfor	46
6. Litteratur	49
7. Vedleggsregister	51

1. Sammendrag

Denne rapporten beskriver og diskuterer resultatene fra overvåkingen av miljøgifter i fisk og skalldyr fra fjordene i Grenlandsområdet i 2012, som er siste året i et femårig langtidsprogram (2008-2012) under Statlig program for forurensningsovervåking. Grenlandsovervåkingen har vært gjennomført som et samarbeid mellom NIVA og HI. I forbindelse med rapporteringen er det gjort en nærmere statistisk analyse av tilgjengelige data på polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (dioksiner) og non-*orto* PCB fra tidsseriene på torskelever, sjøørretfilet, blåskjell og skallinnmat av taskekrabbe. Denne analysen er gitt i vedlegg 1 til foreliggende rapport. Kart med stedsnavn finnes i rapportens Figur 1.

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

Målsetningen med overvåkingen er dels å bedømme utviklingen av dioksiner og andre miljøgifter i utvalgte arter av fisk og skalldyr over tid, dels å kartlegge miljøgift-forurensningen i viktige kommersielle arter. Programmet har i stor grad fulgt opp tidligere overvåking.

I 2012 har programmet omfattet følgende analyser:

- dioksiner og non-*orto* PCB i lever av torsk, skallinnmat av taskekrabbe, blåskjell og filet av sjøørret (tidsserier).
- dioksiner og non-*orto* PCB i torskefilet, klokjøtt av taskekrabbe og halekjøtt av reke,
- bromerte (PBDE) og fluorerte (PFOS) forbindelser i torskelever.
- tinnorganiske forbindelser i torskelever,
- kvikksølv i torskefilet.

Prøvene ble tatt av HI fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Langesundsbukta og områder utenfor denne (Såstein, Jomfruland, Klockartangen) i perioden 12. - 17. november 2012. Prøven av reker ble tatt av lokale fiskere i januar 2013. Dioksiner non-*orto* PCB, PBDE og PFAS ble analysert av NILU, kvikksølv og tinnorganiske forbindelser ble analysert av Eurofins.

Samlet inntrykk

Overvåkingen fram til det femårige langtidsprogrammet startet i 2008 indikerte at den kraftige nedgangen i dioksinforurensning i fisk og skalldyr som skjedde de første årene etter at industriutslippene var stanset rundt 1990, syntes å ha flatet ut eller stoppet opp etter 1995-2000, men på nivåer som i mange tilfeller var betydelig høyere enn det som kan betegnes som bakgrunnsnivå for dioksiner i kystområder. Langtidsprogrammet 2008-2012 har bekreftet denne hovedtrenden, som i praksis gjelder for de fleste undersøkte arter og områder. Tributyltinn (TBT) i torskelever fra Frierfjorden og Langesundsfjorden har gått gradvis ned siden ca. 2001. PBDE i torskelever var lavere i 2012 enn i 2009. PFAS i torskelever viser ingen entydig endring mellom 2009 og 2012. Kvikksølv i torskefilet fra Frierfjorden ligger i Miljødirektoratets tilstandsklasse II. Nivåene har sunket gradvis siden 2008, men er fortsatt høyere enn i 1999. Nivåene ved Jomfruland er i klasse I. En tilstandsbeskrivelse av hvert fjordavsnitt er gitt nedenfor.

Frierfjorden

Det har ikke vært noen systematisk endring av dioksininnholdet i torskelever fra 2002 til 2012. Nivåene ligger stabilt høyere enn i områdene utenfor, og forskjellen mellom områdene har ikke endret seg over tid. Fettinnhold i torskelever gikk klart ned fra midt på 1990-tallet til 2006, og fluktuerer fortsatt, men det er ikke funnet noen god sammenheng mellom dioksin- og fettinnhold. Fettinnholdet i torskelever er fortsatt lavere enn i årene før 2000. Gradvis reduksjon i fettinnhold de senere årene er også påvist i torskelever fra andre norske fjordområder.

Dioksinnivået i torskefilet har vært lavt siden 2000 og stabilt siden 2006 og tilfredsstillende EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer. Nivået er likevel høyere enn i områdene utenfor (ca. en faktor 10 høyere enn ved Jomfruland).

Dioksiner i sjørret synes å ha gått gradvis ned siden 1990, men datagrunnlaget er ikke godt nok til å kunne konkludere om det har vært noen entydig endring etter år 2000.

Nivået av dioksiner i skallinnmat av hannkrabber var klart lavere i perioden 2008-2012 enn i 1987-2000 (ingen data for perioden 2001-2007), men er fortsatt ca. 10 ganger høyere enn ved Jomfruland. Dioksinnivåene i klokjøtt ligger over EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer og har ikke endret seg systematisk siden 2006.

Trendene for non-orto PCB følger i stor grad dioksinene for alle arter, vev og lokaliteter. I torskelever har det ikke vært noen systematisk endring over tid etter ca. 2002-2003.

Kvikksølv i torskefilet har sunket gradvis siden 2008, men er fortsatt ikke nede på nivået som ble funnet i 1999. Forskjellene i gjennomsnitt mellom enkeltår er ikke statistisk signifikante. Nivået i 1999 lå i Miljødirektoratets klasse I (ubetydelig forurenset), men har i 2008 -2012 ligget i klasse II (moderat forurenset).

DBT og TBT i torskelever sank gradvis fra da målingene begynte i 1991 til 2010. Det har ikke vært noen endring fra 2010 til 2012. Norge har ikke etablert miljøkvalitetsklassifisering av tinnorganiske forbindelser i biota, og det finnes lite data som angir bakgrunnsverdier i torsk, men ut fra Miljødirektoratets forslag til nye EQS-verdier må nivåene i Grenland generelt ansees som lave. Nivåene av DBT og TBT er imidlertid litt høyere enn i Langesundsfjorden.

Både PBDE og PFOS i torskelever var lavere i 2012 enn i 2009, og konsentrasjonene er på linje med det som tidligere er rapportert i torsk fra åpne norske kystområder.

Langesundsfjorden

For de fleste undersøkte arter og vev i Langesundsfjorden ligger dioksinnivåene lavere enn i Frierfjorden og har endret seg lite over de siste 10-15 årene. Et unntak er ørretfilet og skallinnmat av krabbe der nivåene har vært omtrent like i de to fjordene de siste årene. En forklaring for ørret er at de vandrer mellom fjordene, men dette må man anta gjelder i liten grad for krabbe.

Dioksininnholdet i torsk fluktuierer fra år til år men har ikke vist entydig endring siden 1994 i lever og siden 2006 i filet. Nivåene i filet har i hele perioden tilfredsstilt EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Dioksinnivået i ørretfilet har siden 1997 år holdt seg stabilt på like over 2 ngTE/kg våtvekt og har med unntak av 2005 tilfredsstilt EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

I blåskjell fra Croftholmen har dioksinkonsentrasjonene ligget i intervallet 3-7 ngTE/kg våtvekt siden 1997, men uten å vise noen entydig endring over tid.

Dioksiner i skallinnmat i krabbe synes å vise en svak nedgang på våtvektsbasis og en svak økning på fettbasis for perioden 1993 til 2004, men ingen av trendene er statistisk signifikante. Dioksinnivå i klokjøtt er lavere enn tilsvarende i Frierfjorden. Nivåene i klokjøtt har ikke vist noen entydig endring over tid siden målingene begynte i 2006, og var med unntak av 2007 og 2010 under EUs grense for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Også i Langesundsfjorden følger trendene for non-orto PCB i stor grad dioksinene i alle arter og vevstyper.

DBT og TBT i torskelever har som i Frierfjorden, vist en gradvis nedgang mellom 1999 og 2010 og med tendens til utflating fra 2010 til 2012. Konsentrasjonene var tilsynelatende noe lavere enn i Frierfjorden, men forskjellen er liten.

Langesundsbukta og områdene utenfor

Bortsett fra blåskjellstasjonen ved Helgeroa og en rekeprøve tatt rett nord for denne har programmet kun dekket områdene utenfor og sør for Langesundsbukta.

For torsk og krabbe er det generelle bildet at det er større forskjell i dioksinnivåer mellom Langesundsfjorden og områdene utenfor Langesundsbukta enn mellom Frierfjorden og Langesundsfjorden.

Dioksinnivåene i torskelever fra Såstein og Jomfruland har vært omtrent like siden 1991. Nivåene har ikke endret seg signifikant over tid siden 2002 i noen av områdene og ligger på ca. 20 % av nivåene i Langesundsfjorden. Dioksinnivået i torskefilet er også 15-20 % av tilsvarende i Langesundsfjorden og har ikke endret seg systematisk siden målingene begynte i 2008.

Dioksiner i blåskjell fra Helgeroa har med ett unntak (2011) vært høyere enn i skjell fra Klockartangen siden 2001. Begge stasjonene ga inntrykk av økende nivå fra 2002 til 2009, men trenden har ikke fortsatt.

Dioksinnivået i skallinnmat hos krabbe fra Jomfruland viste en reduksjon i perioden 1988-2002, men fra og med 2004 har nivåene vært omtrent like høye som rundt 1995. Det har ikke vært noen endring i dioksiner i klokjøtt siden 2006 og nivåene ligger godt under EUs grense for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Dioksinnivået i rekehaler fra Langesundsbukta tilsvarte det som tidligere (2002-2006) er funnet i prøver fra Såstein-Mølen, og mer enn 30 ganger lavere enn det som i 2011 ble funnet helt innerst i Langesundsfjorden, på grensen mot Eidangerfjorden.

Det relative bidraget fra non-orto PCB til sumTE var høyere i torskelever fra ytre områder enn lenger inne i Grenlandsfjordene. Dette er også observert tidligere.

PBDE i torskelever fra Jomfruland var en faktor 4 lavere enn nivået i Frierfjorden og synes å ha sunket litt siden 2009. Nivået av PFOS i samme prøven var på linje med det som ble funnet i Frierfjorden. Konsentrasjonene tilsvarer det som tidligere er rapportert i torsk fra åpne norske kystområder.

Samlet er det ingen nivåendringer over tid for de stoffene som er målt i det ytre området, bortsett fra en tendens til økning i dioksiner i blåskjell på de to undersøkte stasjonene fram til 2009, men ikke etter det.

2. Summary

Title: Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2012.

Year: 2013

Authors: Anders Ruus, Torgeir Bakke, Birger Bjerkeng, Halvor Knutsen

Source: Norwegian Institute for Water research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6306-0. Norwegian Environmental Agency Report M-8/2013. NIVA report no. 6571-2013

This report presents and discusses the results from the 2012 monitoring of contaminants in fish and shellfish from the fjords in the Grenland region, Telemark county, southern Norway. The monitoring is an element of the Norwegian Pollution Monitoring Programme and is performed jointly by the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and the Institute of Marine Research (IMR). For this report a detailed statistical analysis has been made on all available time series data on dioxins and non-orto PCB (non-orto PCB) in cod liver, sea trout, edible crab hepatopancreas, and blue mussel. The statistical analysis is presented in annex 1 to the report. Map of the area with sampling sites is found in Figure 1.

The environmental conditions in the Grenland fjords have been monitored more or less annually since the early 1970ies. The focus has been on the overall pollution state of the fjord system and on contaminants in fish and shellfish. Large reductions in the industrial effluents resulted in a strong decline in contaminant levels in fish and shellfish around 1990, but still the dioxin concentrations in seafood are too high for the Norwegian Food Safety Authority to annul present food consumption advisories.

The aim of the program is partly to assess the temporal development in dioxin pollution (and other contaminants) in selected, important species of fish and shellfish, and partly to describe the contamination status in other species of commercial interest in various parts of the fjord system.

The 2012 programme was intended to comprise the following:

- Time series on lipid content, dioxins (PCDF/PCDD) and non-orto PCBs in liver of Atlantic cod (*Gadus morhua*), hepatopancreas of edible crab (*Cancer pagurus*), blue mussel (*Mytilus edulis*) and fillet of sea trout (*Salmo trutta*).
- Dioxins and non-orto PCBs in fillet of cod, crab claws, tail tissue of Northern shrimp (*Pandalus borealis*).
- Mercury in fillet of cod
- Brominated flame retardants (PBDE), perfluoro (PFAS), and organotin compounds in cod liver.

The samples were collected by IMR from Frierfjorden, Langesundsfjorden, Langesundsbukta and areas outside (Jomfruland, Såstein, Klokkeartangen) during 12. - 17. November 2012. The shrimp sample was taken by local fishermen in January 2013. Dioxins, non-orto PCB, PBDE, and PFAS were analysed by the Norwegian Institute for Air Research (NILU). Mercury and organotin compounds were analysed by Eurofins.

Overall status

The general trend until 2008 when the present long term program was started, was that the strong reduction in dioxin contamination in fish and shellfish seen the first years after main discharge elimination in 1990, had leveled out or stopped completely after 1995-2000, and in most cases at levels high above background for coastal areas. The long term program 2008-2012 has confirmed this impression, which seems to include most species and sites monitored. Levels of organotin compounds and PBDE in cod liver are still declining. The same is the case with mercury in cod fillet, but the levels in Frierfjorden are still higher than was found in 1999. PFAS in cod liver has not changed during 2009 - 2012. A summary of the conditions in each fjord region is given below.

Frierfjorden

There has been no systematic change in dioxin levels in cod liver during 2002 - 2012. The levels have been constantly higher than in the areas outside, and this geographical difference has not changed with time. Lipid content in cod liver declined strongly from the mid 1990-ies to 2006, and still fluctuates, but there seems to be no clear correlation between dioxin levels and lipid content. The lipid content is still lower than prior to 2000.

The dioxin levels in cod fillet have been low since 2000 and stable since 2006. were below the EU threshold value for fish and fish products. The levels are still below the threshold and have not changed systematically between 2006 and 2012.

Dioxin levels in trout have declined gradually since around 1995 but no apparent trend can be confirmed after 2000.

Dioxin levels in crab hepatopancreas were clearly lower during 2008-2012 than during 1987- 2000 (no data for 2001-2007), but are still 10 times higher than the levels at Jomfruland. Dioxin levels in crab meat are higher than the EU threshold and have not changed systematically since 2006.

The trends for non-orto PCBs follow closely those for dioxins in all species, tissues and locations. The levels in cod liver have not changed systematically since 2002.

Mercury in cod fillet has decreased gradually since 2008, but is still higher than was found in 1999. The differences between single years are not statistically significant. The present level is classified as 'Moderately polluted' according to the Norwegian environmental classification system.

The organotin compounds DBT and TBT in cod liver declined gradually from 1999 to 2010, but without further change. According to the EQS value for TBT in biota, proposed by the Norwegian Environmental Agency, the levels in the Grenland fjords can be described as low. The levels in Frierfjorden are still slightly higher than in the fjord outside.

The PBDE and PFOS levels in cod liver were lower in 2012 than in 2009 and are within the typical range reported earlier for Norwegian coastal waters.

Langesundsfjorden

For most species and tissue samples the dioxin levels are lower in Langesundsfjorden than in Frierfjorden, and they have changed very little during the last 10-15 years. In trout fillet and crab hepatopancreas the levels are about equal in the two fjords. Migration between the fjords could explain this for trout, but most likely not for the crab.

Dioxin levels in cod liver and fillet have changed unsystematically since 1994 and 2006 respectively. The levels in fillet comply with the EU threshold value for fish and fish products.

Dioxins in trout fillet have been slightly above 2 ngTE/kg wet weight since 1997 and have except for 2005 been below the EU threshold.

Dioxins in blue mussel have been in the range 3-7 ngTE/kg wet weight since 1997.

During 1993-2004 the dioxins in crab hepatopancreas seemed to decrease on wet weight basis and increase if normalized against lipid content. None of the trends are significant. The dioxins in crab meat have showed no trend after 2006, and have complied with the EU threshold except in 2007 and 2010.

Also for Langesundsfjorden the levels of non-orto PCBs in general follow the dioxin trends.

The organotin compounds DBT and TBT have declined gradually in cod liver for the last 10 years with a leveling out after 2010. The levels are only slightly less than in Frierfjorden.

Langesundsbukta and the areas outside

Except for the blue mussel station at Helgeroa and the shrimp sample taken just north of this, the program only covers sites outside and south of Langesundsbukta.

For cod and crab there is generally a larger difference in dioxin levels between Langesundsfjorden and the area outside Langesundsbukta than between Frierfjorden and Langesundsfjorden.

The dioxin levels in cod liver from Såstein and Jomfruland has differed only little since 1991. None of the stations show a significant time trend after 2002 and are about 20 % of the corresponding levels in Langesundsfjorden. The dioxin levels in cod fillet are 15-20 % of the levels in Langesundsfjorden and have shown no systematic change since the first measurements in 2008.

Dioxins in blue mussel have in general been higher at Helgeroa than at Klokkeartangen since 2001. At both stations the levels seemed to increase from 2002 to 2009, but this trend has not continued.

Dioxins in crab hepatopancreas from Jomfruland were reduced during 1988-2002, but from 2004 the levels have been the same as in 1995. Dioxins in crab meat have not changed since 2006 and comply with the EU threshold.

The dioxin level in shrimp tail meat from Langesundsbukta was equal to that found in 2002-2006 in samples further out (Såstein-Mølen). The level was about 30 times less than in shrimps caught at the border between Langesundsfjorden and Eidangerfjorden.

The levels of PBDE in cod liver from Jomfruland were a factor 4 less than in Frierfjorden and have declined slightly since 2009. PFOS levels were equal at the two sites. These levels are within the typical range reported earlier for these compounds in Norwegian coastal waters.

In summary there are few clear trends of change in levels over time for the contaminants monitored in the areas outside Langesundsbukta. An exception is the slight increase in dioxins in blue mussel until 2009, but not after that.

3. Bakgrunn, målsetting og gjennomføring

3.1 Nomenklatur

Følgende kortnavn er benyttet i resultatbeskrivelsene:

- Dioksiner: polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD)
- non-orto PCB: non-*orto* polyklorete bifenyl
- MBT, DBT, TBT: mono-, di- og tributyltinn
- MPhT, DPhT, TPhT: mono-, di og trifenylyltinn
- Hg: kvikksølv
- PBDE: polybromerte difenyletere
- PFAS: perfluorete alkylstoffer
- PFOS: perfluoroktansulfonat

3.2 Bakgrunn

Overvåking av Grenlandsfjordene har pågått siden tidlig på 1970-tallet og har i hovedsak vært rettet mot tilstandsvurdering av fjordområdene og miljøgifter i fisk og skalldyr. Store utslippsreduksjoner fra industrien ga markert nedgang i miljøgiftinnholdet i fisk- og skalldyr rundt 1990, men til tross for dette er miljøgiftinnholdet i sjømat fortsatt for høyt til at man har kunnet oppheve advarsel om konsum av fisk og skalldyr. Dette gjelder særlig dioksiner, der primærkilden var Hydros magnesiumfabrikk på Herøya som ble stengt i 2002.

3.3 Målsetting

Et flerårig program for overvåking av miljøgifter i organismer ble gjennomført i perioden 2004 - 2007 og ble etterfulgt av et nytt langtidsprogram for 2008 - 2012. I det pågående programmet videreføres tidligere målsetting:

- Å bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid gjennom videreføring av utvalgte historiske dataserier (torsk, sjørret, krabbe og blåskjell), for torsk også utviklingen i nivå av PCN og øvrige klororganiske forbindelser.
- Å kartlegge dioksinforurensningen i andre viktige kommersielle arter i fjordsystemet og endring av denne over tid hos bestander som har vist seg å være forurensset.

I tillegg dekker det pågående programmet enkelte av årene følgende elementer:

- Tinnorganiske forbindelser i torsk, krabbe, sjørret sild, makrell og ål.
- Hg i torskefilet.
- Bromerte (PBDE) og fluorete (PFAS) organiske miljøgifter i torsk og bromerte organiske miljøgifter i sild.
- Dioksiner og et utvalg andre miljøgifter i bunnsediment.
- Økologisk tilstand hos bunnfauna med hovedvekt på Frierfjordens dypområde.

Overvåkingsresultatene skal gi myndighetene grunnlag for å gi kostholdsråd med hensyn til viktige fiske- og skalldyrarter, og bidra med data for å kunne bedømme fjordsystemets miljøstatus over tid. Programmet dekker det geografiske området fra Frierfjorden og Eidangerfjorden ut til Jomfruland, med hovedinnsats på Frierfjorden og Langesundsfjorden.

3.4 Gjeldende kostholdsbegrensninger

Grenlandsfjordene er klart det best undersøkte fjordområdet i Norge i forhold til miljøgifter i organismer (Økland et al. 2005). Undersøkelsene har ført til at myndighetene har hatt godt faglig grunnlag for vurdering av kostholdsråd/advarsler. Dette vises også ved at Grenland ligger på topp i antall revurderinger av kostholdsråd og omsetnings-restriksjoner (Økland et al. 2005).

Mattilsynet har gitt advarsel for Grenlandsfjordene på bakgrunn av forurensning med klorerte organiske miljøgifter, særlig dioksiner. Advarselen lyder som følger (sist vurdert 2013):

Ikke spis fisk og skalldyr fra Frierfjorden og Voldsfjorden ut til Brevikbroen. Spis heller ikke sjørret fisket i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller i Frierfjorden. Ikke spis krabbe fangstet mellom Brevikbroen (inkludert Eidangerfjorden) 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.

Nylig har Mattilsynet for øvrig frarådet de som fisker til eget bruk fra å spise lever av fisk tatt i den norske skjærgården generelt. Unntaket er torsk som befinner seg på åpent hav. Advarselen er gitt på bakgrunn av en ny undersøkelse i 15 havner og fjorder og at det er fastsatt grenseverdi for summen av dioksiner og dioksinlignende PCB i fiskelever. Tidligere advarsel mot å spise fiskelever fra noen havner og fjorder er altså erstattet med et generelt råd til publikum.

3.5 Utslippsforhold

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

Norsk Hydro gjennomførte omfattende rensetiltak på midten av 70 tallet og i 1989/90, og utslippene gikk sterkt ned som følge av disse. Bare i perioden 1989 til 1992 ble den direkte belastningen med klororganiske forbindelser redusert med over 99 % (fra noen hundre gram til ca. 1 gram TE per år). Primærkildene for dioksiner ble ytterligere redusert ved nedstenging av Hydros magnesiumfabrikk på Herøya i 2002, og helt eliminert ved stans av omsmelteanlegget, våren 2006.

Tinnorganiske forbindelser knyttes primært til utlekking fra bunnstoff på skip. Sporadisk høye nivåer i krabbe og sild i forrige program gjør at det nye programmet dekker tinnorganiske forbindelser i fet fisk. Kvikksølv ble overvåket på 1990-tallet ut fra mistanke om luftutslipp fra bruk av Hg-holdig malm ved Eramet Norway. Det ble funnet en nedgang i torsk frem til 1999. Kvikksølv har vært inne i programmet 2008-2012 for å følge med på den videre utviklingen.

3.6 Program for 2012

Overvåkingen i 2012 har fulgt det omforente langtidsprogrammet 2008 - 2012 utarbeidet av NIVA og HI i tilbud av 9. november 2007, med senere mindre justeringer. Programmet for 2012 hadde følgende elementer:

- Dioksiner og non-orto PCB i lever av torsk, skallinnmat av krabbe, blåskjell og filet av sjørret (tidsserier)
- Dioksiner og non-orto PCB i filet av torsk.
- Dioksiner og non-orto PCB i klokjøtt av krabbe.
- PBDE og PFAS i lever av torsk.
- Kvikksølv i filet av torsk.
- Tinnorganiske forbindelser i lever av torsk.

Innsamlingen hadde følgende avvik fra det opprinnelige programmet:

- Dioksiner og non-orto PCB i fet og mager lever av torsk ble utelatt. Det foreligger data fra 3 år som viser systematisk forskjell mellom de to prøvetypene (høyere dioksininnhold på våtvektsbasis i fettrik lever) og det ble besluttet at det var lite å vinne på ytterligere undersøkelser.
- Det ble analysert dioksiner og non-orto PCB også i filet fra Såstein.

- Det ble besluttet å utelate PCN fra analysene i 2012. Begrunnelsen var at det ble uforholdsmessig dyrt å kjøpe inn sertifiserte standarder for så få analyser som det var lagt opp til.
- Filet av ørret fra Frierfjorden ble også analysert for dioksiner og non-orto PCB.
- Ål ble ikke inkludert i overvåkingen i 2012.
- På forespørsel fra lokale fiskere ble det inkludert en analyse av dioksiner og non-orto PCB i en blandprøve av rekehaler tatt i Langesundsbukta. Prøven ble tatt i januar 2013.

Tabell 1 sammenfatter det avtalte analyseprogrammet og endringer i analyseantall som følge av avvikene.

Analyse av kvikksølv i torskfilet er gjort på individuelle prøver, mens de øvrige analysene er gjort på blandprøver etter tidligere protokoll.

I tidsseriene på torsk og krabbe har langtidsprogrammet lagt vekt på hv lever og skallinnmat siden disse vevstypene viser den største akkumulering og mest pålitelige tidstrenden. I 2006, 2007, 2008, 2010 og 2012 ble det i tillegg gjort dioksinanalyser av filetprøver fra det samme utvalget av torsk som for leverprøvene fra stasjonene i Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland (også Såstein i 2012). Videre ble både klokjøtt og skallinnmat analysert i krabbeprøvene fra de samme områdene.

Tabell 1. Gjennomført analyseprogram for miljøgiftovervåkingen i Grenlandsfjordene i 2012. Analyseantall i parentes er i følge opprinnelig program.

Prøvetype	Sted	Antall analyser	Stedskode
Torsk			F: Frierfjord E: Eidangerfjord L: Langesund H: Helgeroa S: Såstein K: Klokkartangen J: Jomfruland
Dioksiner i lever, tidsserie	FLSJ	6	
Dioksiner i fet/mager lever	F	0 (2)	
Dioksiner i filet	FLSJ	6 (5)	
Kvikksølv i filet	F	20	
PCN i lever	F	0 (3)	
Tinnorganiske forb. i lever	FL	4	
PBDE i lever	FJ	4	
PFAS i lever	FJ	4	
Krabbe			
Dioksiner i smør, tidsserie	FLJ	3	
Dioksiner i klokjøtt	FLJ	3	
Blåskjell			
Dioksiner, tidsserie	LHK	3	
Sjørøret			
Dioksiner i filet, tidsserie	FL	2 (1)	
Reker			
Dioksiner i rekehaler (2013)	L*	1 (0)	
Sum antall vevsanalyser			
Dioksiner + non-orto PCB		24	
Kvikksølv		20	
Tinnorganiske		4	
PBDE		4	
PFAS		4	

*Langesundsbukta

3.7 Gjennomføring

3.7.1 Feltarbeid

Program

Innsamlingen av materiale (Tabell 2) med unntak av rekeprøven ble foretatt på tokt med forskningsfartøyet "G.M. Dannevig" i perioden 12-17.11.2012. Innsamlingsstedene er de samme som i tidligere overvåking av samme arter. Reke ble fanget av lokale fiskere i Langesundsbukta på et felt som ligger mellom Arøya og Fugløya nord for Mølen og opparbeidet av Havforskningsinstituttet. Nærmere detaljer om antall individer, vekt og lengde for de ulike prøvene er gitt i Vedlegg 1. **Error! Reference source not found.** viser kart over innsamlingsområdet med stedsangivelser for innsamlingene.

Tabell 2. Oversikt over innsamlet materiale 2012.

Art	Stasjon	Vev	Kroppsstørrelse cm	Antall individer i blandprøver	Kommentar
Torsk	Frierfjorden, 1	Lever/Filet	30-86	20	
	Frierfjorden, 2	Lever/Filet	31-80	20	
	Frierfjorden, 3	Lever/Filet	29-64	20	
	Frierfjorden	Filet	30-86		20 individuelle
	Langesundsfjorden	Lever/Filet	32-49	20	
	Såstein	Lever/Filet	26-70	20	
	Jomfruland	Lever/Filet	26-60	20	
Sjørret	Frierfjorden	Filet	19-66	19	
	Langesundsfjorden	Filet	26-41	19	
Blåskjell	Crotholmen	Innmat	4,7-8,4	50	
	Helgeroa	Innmat	5,1-8,8	50	
	Klokkertangen	Innmat	7,1-9,6	50	
Krabber	Frierfjorden	Skallinnmat/ klokjøtt	12,5-18,8	15	hanner
	Langesundsfjorden	Skallinnmat/ klokjøtt	12,8-18	15	hanner
	Jomfruland	Skallinnmat/ klokjøtt	12-19,5	15	hanner
Reker	Langesundsbukta 1)	Halekjøtt	n.a.	n.a.	

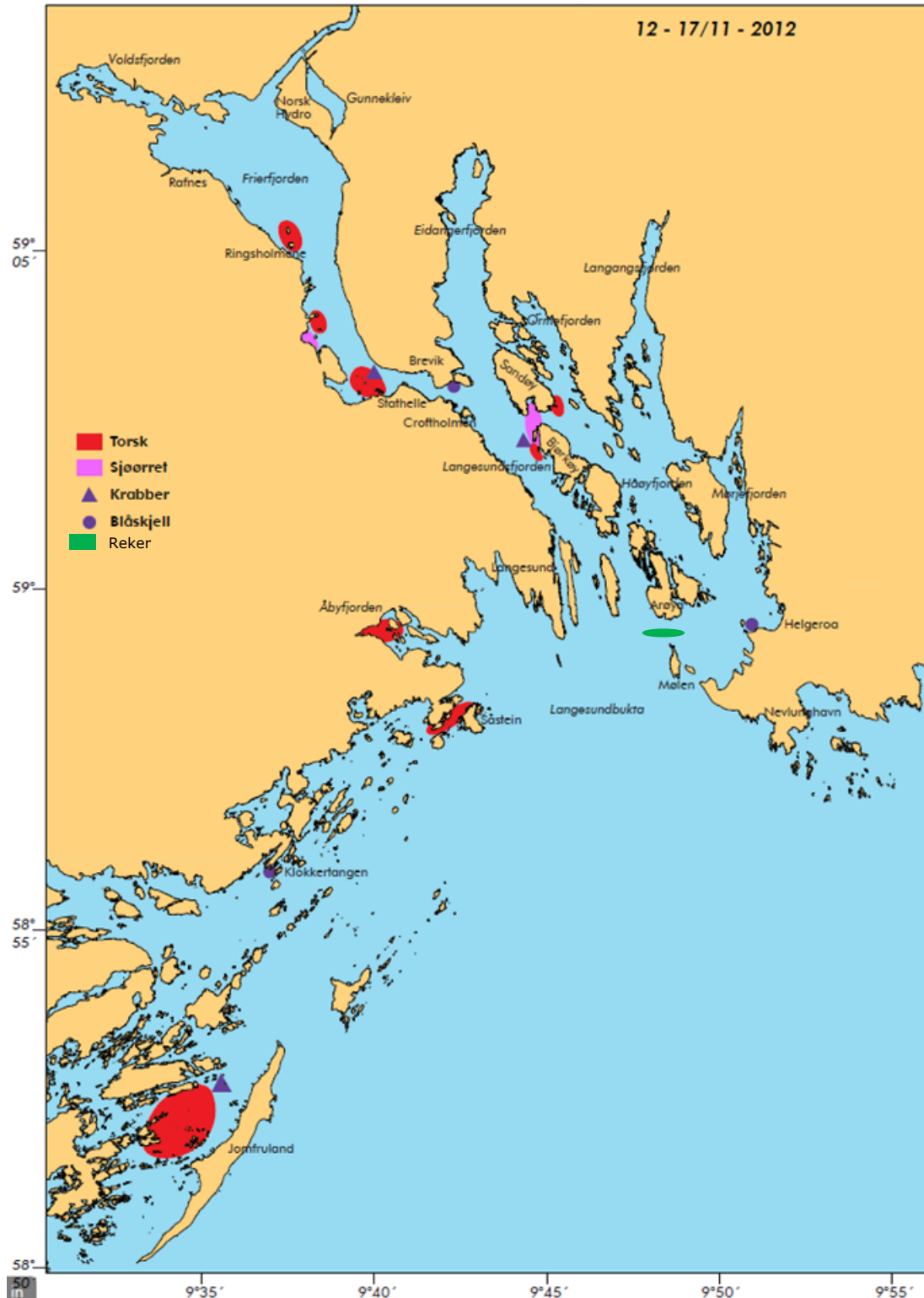
1) Nord for Mølen, mellom Arøya og Fugløya

Innsamlingsmetoder

Torsk ble innsamlet med trollgarn og ruser, krabber med teiner, ørret med flytegarn og blåskjell med egnet rive. Reker ble tatt med reketråler og levert Langesund mottak, hvor de ble hentet av HI-personell.

3.7.2 Prøveopparbeidelse

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



Figur 1. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stedsangivelser for stasjoner/områder for innsamling. Symboler og skravering angir prøvetakingsstasjoner. Ikke alle typer organismer tas hvert år.

3.7.3 Kjemiske analysemetoder

Dioksiner og non-orto PCB er siden dioksinovervåkingen startet blitt analysert av Norsk institutt for luftforskning, NILU, etter metodikk beskrevet hos Schlabach et al (1993), Oehme et al (1994) og Schlabach et al (1995). Laboratoriet er akkreditert i henhold til ISO/IEC-17025. Metoden går i korthet ut på å homogenisere prøvene i Na₂SO₄ før ekstraksjon ved direkte eluering med sykloheksan og diklormetan. ¹³C-merkede 2,3,7,8-substituerte PCDD/PCDF tilføres som intern standard og prøvene renses vha. et multikolonnensystem med ulike typer silika, aluminiumoksid og aktivt karbon. Bestemmelse av forbindelsene gjøres så vha. gasskromatografi med høyoppløsende massespektrometri (GC/MS). En delprøve av hvert av ekstraktene ble brukt til gravimetrisk analyse av fettinnhold.

Analyse av PBDE og PFAS ble også gjort av NILU. Prøver for PBDE ble tilsatt internstandard og ekstrahert med diklormetan/heksan. Ekstraktet ble dampet inn, løst i heksan, renset for fett med svovelsyre og silikakromatografi og løst i nonan før analyse og kvantifisering av de enkelte forbindelsene med GC/HRMS i EI-modus.

Prøver for PFAS ble tilsatt internstandard og ekstrahert med NaOH/metanol, så med surgjort metanol, renset med ENVI-Carb, analysert med HPLC i kombinasjon med høyoppløsende MS og de enkelte forbindelsene kvantifisert ved hjelp av QuanLynx programvare.

Tinnorganiske forbindelser ble analysert ved Eurofins. Homogeniserte prøver ble først tilsatt indre standard og deretter ekstrahert. Derivatisering ble gjort med natriumtetraetylborat. Forbindelsene ble ekstrahert med organiske løsningsmidler og heksanfasen ble renset før analyse ved bruk av gasskromatografi og massespektrometri (GC-MS). De ulike forbindelsene ble identifisert og kvantifisert på basis av den indre standarden.

Analyse av Hg ble også gjort av Eurofins. Prøvene analyseres ihht NS 4768-1. Dette innebærer oppslutning ved hjelp av mikrobølgeovn og bestemmelse ved hjelp av kalddampeteknikk (CVAAS).

Rådata fra analysene er gitt i Vedlegg 3 - 7.

3.7.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter for klorerte organiske stoffer

Flere halogenerte hydrokarboner gir giftighet gjennom den samme mekanismen (f.eks. PCBer og dioksiner). Det er derfor utviklet såkalte toksiske ekvivalensfaktorer (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 ekvivalenskonsentrasjoner TE i prøver i miljøet:

$$TE_{PCDF/PCDD} = \sum_{i=1}^n [PCDD_i \times TEF_i] + \sum_{j=1}^n [PCDF_j \times TEF_j] .$$

Dette er den mest vanlige måten å presentere dioksinnivåer på. I rapportene fra langtidsprogrammet er TEF-verdier (for menneske/pattedyr) for dioksinene (TE_{PCDF/PCDD}) og non-orto PCB (TE_{n.o.-PCB}) fra WHO anvendt (Van den Berg et al. 1998).

Det er verdt å bemerke at WHO sine TEF-verdier ble revidert i 2005 (Van den Berg et al. 2006). Vitenskapskomiteen for mattrygghet utga i 2007 en vurdering av konsekvensene av endrete TEF-verdier for dioksiner og dioksinlignende PCB på nåværende ekponering i den norske befolkningen (www.vkm.no)¹. Denne viste at de nye TEF-verdiene i hovedsak ga noe reduserte TE. Det ble bemerket at forandringer i TEF, som resulterer i reduserte toksiske ekvivalenter (TE) i matvarer, ikke er ensbetydende med en redusert eksponering for absolutt-konsentrasjoner av dioksinlignende forbindelser.

I foreliggende rapport benyttes de etablerte TEF-verdiene fra 1998 for å beholde sammenligningsgrunnlaget med tidligere år. Forskjellen mellom disse og de reviderte er marginale.

¹ VKM dokument nr 07/504. "New WHO TEFs for dioxins and dioxin-like PCBs: assessment of consequence of altered TEF values for dioxins and dioxin-like PCBs on current exposure in the Norwegian population."

3.7.5 Statistiske analyser

Tidligere statistiske tidstrendanalyser er gjort av Bjerkeng og Ruus (2002, data t.o.m. 2001), Bjerkeng (2006, data til og med 2003) og Bjerkeng og Ruus (i Bakke et al, 2007, data til og med 2006). I foreliggende rapport er det gjort en tidstrendanalyse som omfatter data fra 1991 til og med 2012. Metodebeskrivelse for analysene er gitt i Vedlegg 1.

4. Resultater

4.1 Fettinnhold

Fettinnholdet i de ulike vevstypene er vist i Tabell 3. Rådata er gitt i Vedlegg 3. Det var en klar nedadgående trend i fettinnhold i torskelever fra midt på 1990-tallet til 2006, spesielt i Frierfjorden. Med unntak av uvanlig lave nivåer i 2011, både i Frierfjorden og områdene utenfor, synes fettinnholdet i lever å ha stabilisert seg på et noe høyere nivå, men fortsatt lavere enn i årene før 2000. Nærmere beskrivelse av tidsendringer i fettinnhold for torsk, sjørret, krabbe og blåskjell er gitt i den statistiske analysen i Vedlegg 1.

Tabell 3. Fettinnhold (%) i vevsprøvene fra 2008 til 2012.

Arter/prøvesteder	2012	2011	2010	2009	2008
Torskelever					
Frierfjorden 1	12,3	8,8	14,6	21,4	14,3
Frierfjorden 2	20,4	3,3	13,5	16,1	15,8
Frierfjorden 3	10,1	8,5	17,5	14,8	17,7
<i>Frierfjorden gjennomsnitt</i>	<i>14,3</i>	<i>6,9</i>	<i>15,2</i>	<i>17,4</i>	<i>15,9</i>
Langesundsfjorden	38,9	22,1	32,1	38,7	29,6
Såstein	42,2	16,2	42,1	36,6	37,2
Jomfruland	41,9	24,0	49	36,4	39,9
Torskefilet					
Frierfjorden 1	0,3		0,2		0,3
Frierfjorden 2	0,1		0,2		0,2
Frierfjorden 3	0,2		0,4		0,2
<i>Frierfjorden gjennomsnitt</i>	<i>0,2</i>		<i>0,3</i>		<i>0,2</i>
Langesundsfjorden	0,3		0,3		0,2
Såstein	0,3				
Jomfruland	0,3		0,4		0,2
Sjørret					
Frierfjorden	0,9	0,8			0,9
Langesundsfjorden	1,0	0,8	1,2	1,0	1,4
Blåskjell					
Crofttholmen	1,1	1,1	1,2	1,6	1,3
Helgeroa	1,1	0,9	1,4	0,7	2,0
Klokkertangen	0,7	0,8	1,1	0,9	1,0
Krabbesmør (hanner)					
Frierfjorden	7,3	8,7	4,1	10,6	8,3
Langesundsfjorden	10,7	7,1	8,5	12,5	11,0
Klokkertangen/Jomfruland	14,5	10,2	10,4	11,4	10,6
Krabbeklo (hanner)					
Frierfjorden	0,1				
Langesundsfjorden	0,2				
Klokkertangen/Jomfruland	0,3				
Reker					
Langesundsbukta	0,3				

Fettinnholdet i lever av torsk fra Frierfjorden i 2012 er sammenlignet med fettinnholdet i torsk fra andre steder i Norge (Indre Oslofjord, Ytre Oslofjord, Lista, Sørfjorden, Karihavet, Varangerfjorden, Kristiansand havn, Tromsø havn og Trondheim), samlet gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet «Overvåking av miljøgifter i kystområdene» (MILKYS; det norske bidraget til CEMP, Co-ordinated Environmental Monitoring Programme; Green et al. under utarbeidelse). Sammenligningen viser at fettinnholdet (median) i lever av torsk fra Frierfjorden er lavere enn andre steder i Norge i 2012, slik det også er observert tidligere (Ruus et al. 2012). I Sørfjorden (Hardanger) fant man imidlertid tilsvarende lave verdier i 2005 og 2008. I 2012 var median

fettinnhold i torskelever fra Sørfjorden 40 % (Green et al. under utarbeidelse). Sett over hele perioden 1986-2012 kan man påvise en nedadgående trend i fettinnholdet i torsk fra Sørfjorden (lineær regresjon på årlige medianer; $P < 0,02$, $R^2 = 0,22$). Dette kan for øvrig også vises i Indre Oslofjord, 1984-2012 ($P < 0,0005$, $R^2 = 0,38$), men ikke på de øvrige lokalitetene. Nedadgående fettinnhold i torskelever over tid de siste 15-20 årene er altså ikke unikt for Grenlandsfjordene.

4.2 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (dioksiner)

4.2.1 Tilstand 2012

Hovedresultatene fra analysene av dioksiner og non-orto PCB uttrykt som toksisitetsekvivalenter, TE, er gitt i Tabell 4. Rådata er gitt i Vedlegg 3. Gjennomsnittlig dioksininnhold i torskelever (på våtvektbasis) fra Frierfjorden var en faktor 1,8 høyere enn i torsk fra Langesundsfjorden og en faktor 8,4 ganger høyere enn i torsk fra de ytre områdene (Såstein og Jomfruland). Dette er omtrent samme forhold som i 2011.

Konsentrasjoner av dioksiner i torskefilet sank også systematisk med avstand fra Frierfjorden. Nivået i filet var 0,3-0,5 % av nivået i lever fra samme torsk. Alle prøvene lå godt under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer (4 ngTE/kg våtvekt, Økland et al., 2005).

Dioksinnivået i sjøørretfilet fra Frierfjorden var det laveste som er registrert siden overvåkingen begynte, og for første gang siden 1995 lavere enn tilsvarende fra Langesundsfjorden. Begge prøvene fra 2012 tilfredsstilte grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Blåskjell viste, som tidligere, en nedadgående gradient i konsentrasjoner av dioksiner med avstand fra Frierfjorden (Figur 9). Prøven fra Langesundsfjorden (Croftholmen) var så vidt under grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Skallinnmat i hannkrabber viste, som torsk og blåskjell, en nedadgående gradient i dioksin-konsentrasjoner fra Frierfjorden og utover (se også Figur 11). Klokjøtt av de samme krabbene viste den samme gradienten og nivåene var 1-4 % av nivåene i skallinnmat. Prøven av klokjøtt fra Langesundsfjorden var så vidt under grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskerivarer, mens prøven fra Klockertangen/Jomfruland lå godt under grenseverdien.

Tilleggsanalysen av dioksiner i rekehaler fra en ny stasjon, Langesundsbukta, ble gjort for å få tall for nivåene like innenfor linjen Såstein-Mølen som markerer grensen for kostholdsråd. Konsentrasjonen av dioksiner var 0,21 ngTE/kg våtvekt og tilsvarte det som ble funnet i prøver fra Såstein-Mølen (0,18 - 0,50 ngTE/kg våtvekt) i perioden 2002-2006. Dette er godt under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer. Til sammenlikning var dioksinnivået i rekehaler fra Eidangerfjorden og på grensen mellom denne og Langesundsfjorden 8,6 - 8,7 ngTE/kg våtvekt i 2011.

Tabell 4. Toksisitetsekvivalenter (ng TE/kg våtvekt) av dioksiner og non-orto PCB fra 2012. Prøver markert med grønt tilfredsstiller EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer (4 ng TE/kg våtvekt, Økland et al. 2005).

Arter/prøvesteder	Dioksiner	non-orto PCB
Torskelever		
Frierfjorden 1	239	64,5
Frierfjorden 2	421	78,7
Frierfjorden 3	244	52,8
Gjennomsnitt av 1-3	301	65,3
Langesundsfjorden	172	53,9
Såstein	37,1	26,3
Jomfruland	35,1	22,0
Torskefilet		
Frierfjorden 1	1,39	0,41
Frierfjorden 2	1,63	0,33
Frierfjorden 3	1,17	0,32
Gjennomsnitt av 1-3	1,40	0,35
Langesundsfjorden	0,70	0,19
Såstein	0,16	0,11
Jomfruland	0,13	0,07
Sjørret		
Frierfjorden	1,45	0,44
Langesundsfjorden	2,08	0,39
Blåskjell		
Croftholmen	3,28	0,28
Helgeroa	1,51	0,17
Klokkertangen	0,51	0,06
Krabbesmør (hanner)		
Frierfjorden	321	9,27
Langesundsfjorden	246	10,6
Klokkertangen/Jomfruland	39,6	4,74
Krabbeklo (hanner)		
Frierfjorden	12,7	0,26
Langesundsfjorden	3,57	0,10
Klokkertangen/Jomfruland	0,90	0,06
Reker		
Langesundsbukta	0,24	0,05

4.2.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2012

Det er gjennomført en nærmere statistisk analyse av endringene i dioksiner og non-orto PCB over tid fram til og med 2012 på basis av tidsseriene i torskelever, filet av sjørret, blåskjell og skallinnmat hos taskekrabbe. En tilsvarende analyse er tidligere gjort på data fram til og med 2006 (Bakke et al (2007)). Analysen er rapportert i sin helhet i Vedlegg 1, og konklusjonene er tatt inn i hovedrapporten, dette kapitlet.

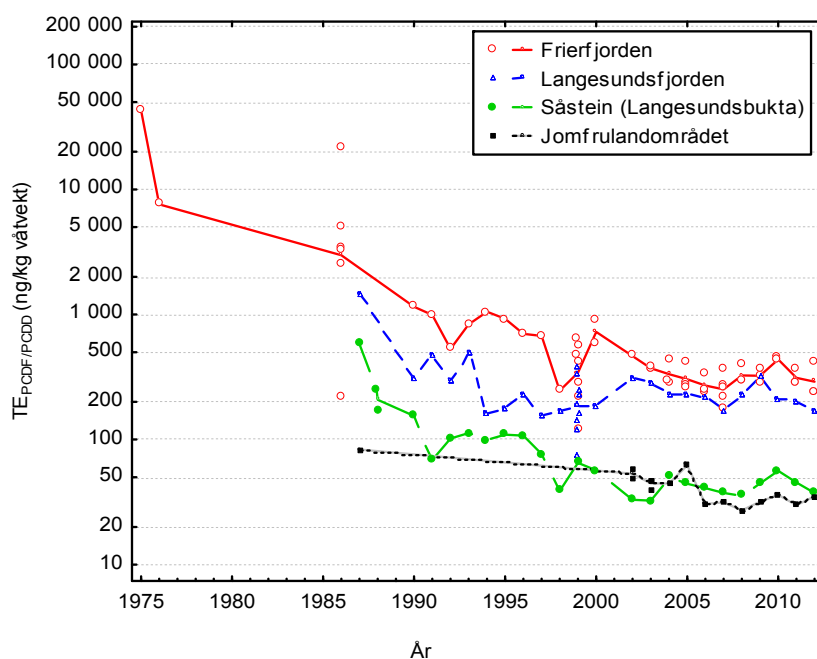
Torsk, lever

Den forrige statistiske analysen med data fram til 2006 (Bakke et al. 2007) konkluderte med at dioksinnivåene i torskelever på våtvektbasis ble tydelig redusert i løpet av en periode på 2-3 år etter utslippsreduksjonen i 1990. For tidsrommet 1991-2006 var tidsutviklingen i Frierfjorden helt forskjellig avhengig av om en betrakter konsentrasjoner på våtvektbasis eller fettbasis. Bortsett fra avvikende lave verdier i 1993 og 1999 var det en gradvis og noenlunde jevn nedgang på våtvektbasis (Figur 2) i prøvene fra Frierfjorden i perioden 1991-2003 beregnet til ca.8 % pr. år. Beregning for perioden 2001 - 2006 var ikke signifikant forskjellig fra dette. Samtidig avtok fettinnholdet i leverprøvene fra Frierfjorden over tid (Figur 3), og dioksinkonsentrasjonene på fettvektbasis viste ingen reduksjon mellom 1991 og 2006 (Figur 4Error! Reference source not found.).

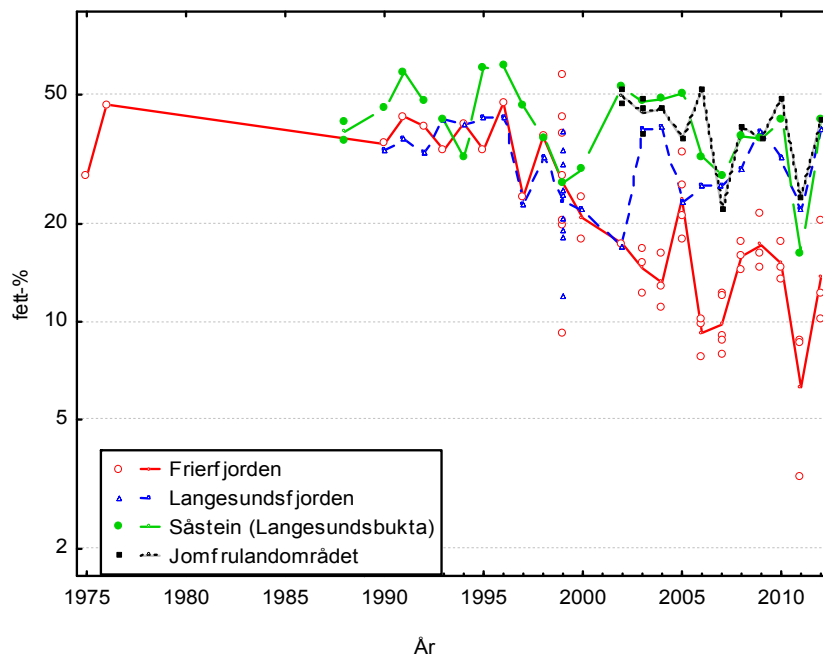
Analysen basert på data fram til 2006 ga ikke noe svar på om det er konsentrasjoner på våtvektsbasis eller fettbasis som gir det riktigste bildet av utviklingen i fjordens miljøkvalitet. Det kunne derfor ikke fastslås om det hadde skjedd en gradvis reell forbedring av Frierfjorden etter 1991, eller om dioksinnedgangen i torskelever bare var en følge av nedgangen i fettinnholdet.

Overvåkingen etter 2006 finner ikke noen god sammenheng mellom variasjon i fettinnhold og dioksinnivå på våtvektsbasis fra år til år. Måling av dioksinninnhold i hhv fettrik og fettfattig lever fra Frierfjorden i årene 2008 - 2010 viste heller ikke noen god sammenheng mellom fettinnhold og dioksinnivå. De statistiske analysene påviste en viss positiv sammenheng mellom fett- og dioksinninnhold i prøver fra samme område og år (Figur 5), men fant ikke noen god sammenheng når det gjelder variasjoner fra år til år. Totalt sett viser nivåene på våtvektsbasis den mest stabile tidsutviklingen og at det ikke har vært noen reduksjon i dioksinnivåene i noen av områdene mellom 2006 og 2012 (**Error! Reference source not found.**).

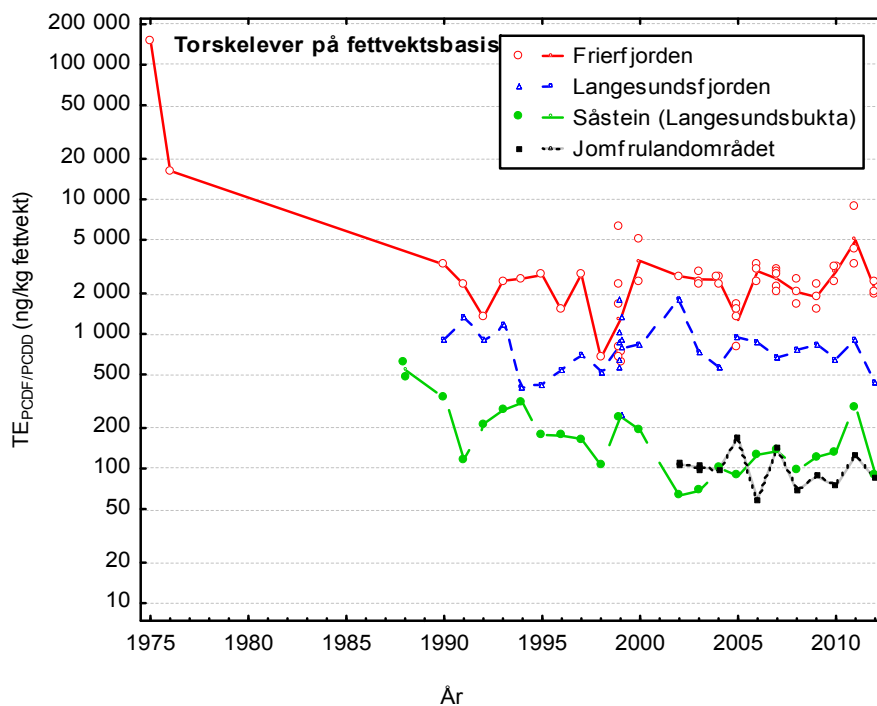
Hovedkonklusjonen er at det ikke har vært noen systematisk endring i TE-nivå i torskelever på noen av stasjonene fra 2002 til 2012. Det har heller ikke skjedd noen utjevning av nivåene mellom stasjonene i løpet av denne perioden.



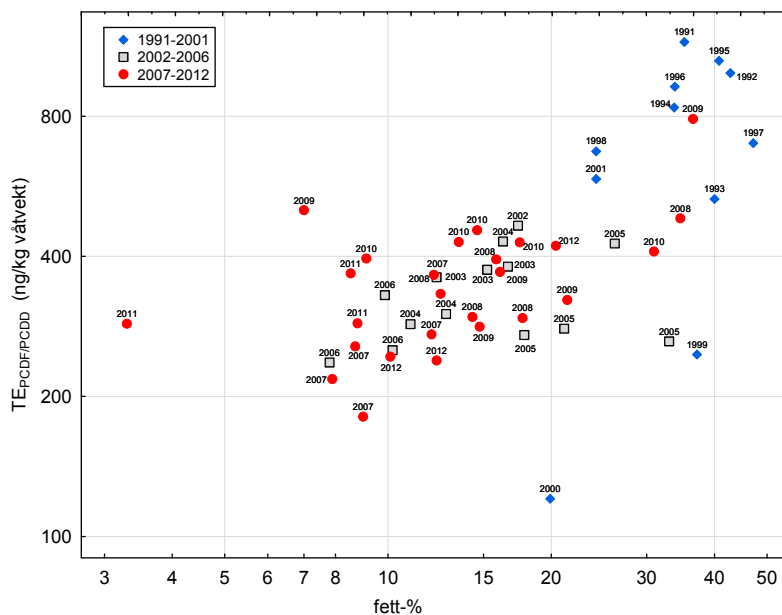
Figur 2. Dioksiner i torskelever på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) som funksjon av tid til og med 2012. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.



Figur 3. Fettinnhold i torskelerver (%) som funksjon av tid til og med 2012. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier.



Figur 4. Dioksiner i torskelerver på fettvektbasis (ngTE/kg fettvekt) som funksjon av tid til og med 2012. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.



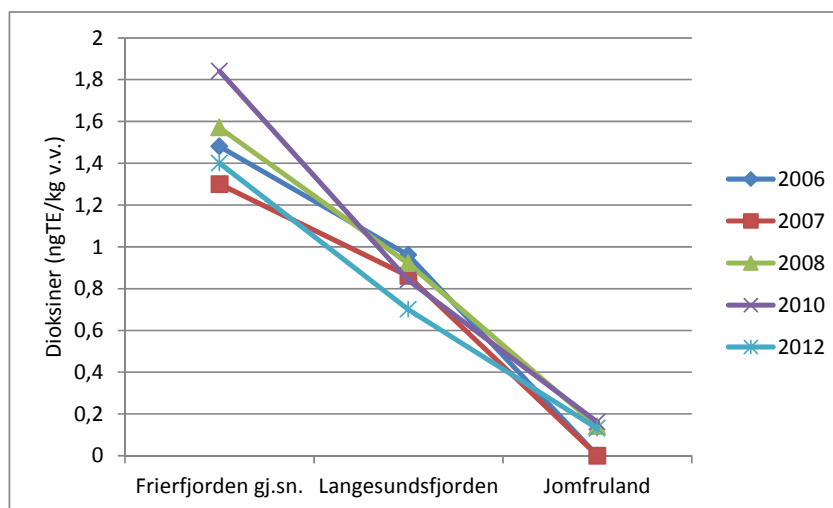
Figur 5. Sammenheng mellom dioksin-konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% i torske-lever fra Frierfjorden 1991-2012. Årstall er vist for hvert symbol. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998). Både konsentrasjon og fett-% er vist på logaritmisk skala. Bare ordinære blandprøver med minst 10 torsk er tatt med (de fleste med ca. 20 torsk).

Torsk, filet

Tabell 5 viser dioksinnivå i torskefilet fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland i årene 2006-2012. Resultatene viser et relativt jevnt synkende nivå utover fjordsystemet (Figur 6), mens det ikke var noen entydig endring over tid innenfor hvert av områdene. Alle nivåene ligger under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer (4 ngTE/kg våtvekt, Økland et al., 2005). En analyse fra Frierfjorden i 2000 viser også lavt dioksininnhold (0,85 ngTE/kg våtvekt).

Tabell 5. Konsentrasjoner av dioksiner i torskefilet på våtvektsbasis fra Frierfjorden og Langesundsfjorden 2006-2008, samt 2010 og 2012. Verdiene er angitt som ng TE/kg våtvekt.

Stasjon	2006	2007	2008	2010	2012
Frierfjorden 1	1,78	1,68	1,47	2,00	1,39
Frierfjorden 2	1,17	1,44	1,7	1,73	1,63
Frierfjorden 3	1,31	0,78	1,53	1,79	1,17
Gjennomsnitt	1,48	1,30	1,57	1,84	1,40
Langesundsfjorden	0,96	0,86	0,92	0,84	0,70
Jomfruland	-	-	0,14	0,16	0,13



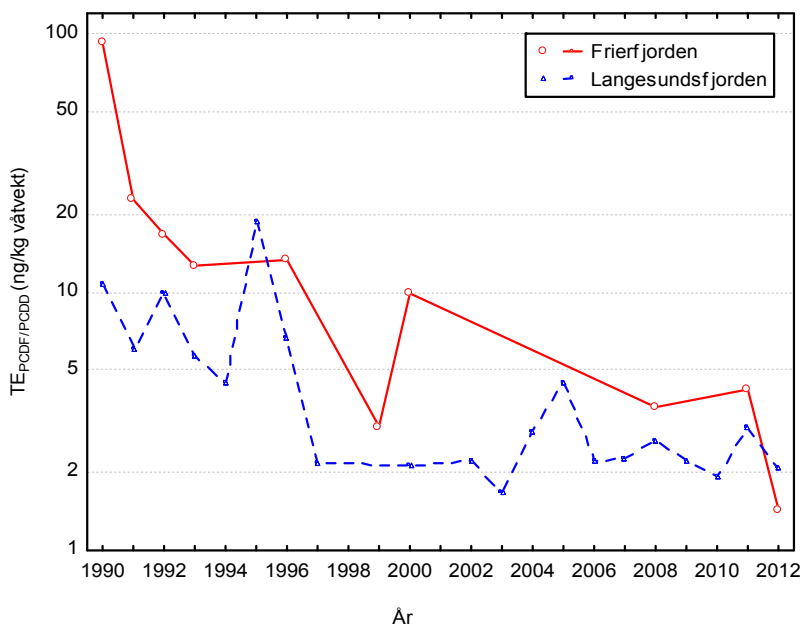
Figur 6. Dioksiner i torskefilet fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland i årene 2006 - 2012. Verdien for Frierfjorden er gjennomsnitt av 3 blandprøver.

Sjørret

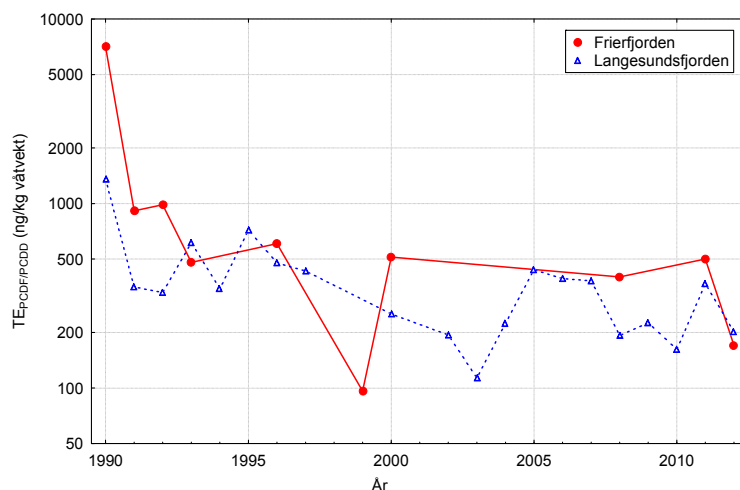
Datamaterialet fra Frierfjorden har et opphold i tidsserien fra 2001 til 2007 og er derfor for sparsomt til å gi pålitelig bilde av tidstrenden etter år 2000. For hele perioden 1990 - 2012 indikerer resultatene en gradvis nedgang i dioksiner på våtvektsbasis. Fettinnholdet i ørretfileten har gått ned samtidig, og selv om det heller ikke for ørret er noen god sammenheng mellom fett- og dioksininnhold, gjør dette at dioksininnholdet på fettvektsbasis ikke endrer seg entydig over hele tidsperioden siden 1993 (Figur 8).

I Langesundsfjorden er det med få unntak tatt årlige prøver siden 1990. Her er TE-verdiene fra 1990-1996 på våtvektsbasis konsekvent høyere enn verdiene fra 1997-2012 (Figur 7). Etter 1997 har det ikke skjedd noen videre nedgang og verdiene har ligget relativt stabilt rundt 2 ng/kg våtvekt. Den ene høye verdien i 2005 utpreger seg også med en klart avvikende dioksinprofil med mye høyere innhold av hepta- og oktafuraner enn gjennomsnittet. Årsaken kan ikke fastslås. I Langesundsfjorden ser det ut til at våtvektsbaserte verdier er det mest stabile målet for utvikling over tid.

Ørret-fangstene er ikke tatt på samme tid av året under overvåkingen. Fra 1990-2000 ble de tatt om våren (mars-mai), i 2002 i september, 2003 i oktober, og fra og med 2004 i november. Det kan ikke ses å ha fått noen stor betydning for nivåene.



Figur 7. Konsentrasjoner av dioksiner i filet fra sjørret på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid.

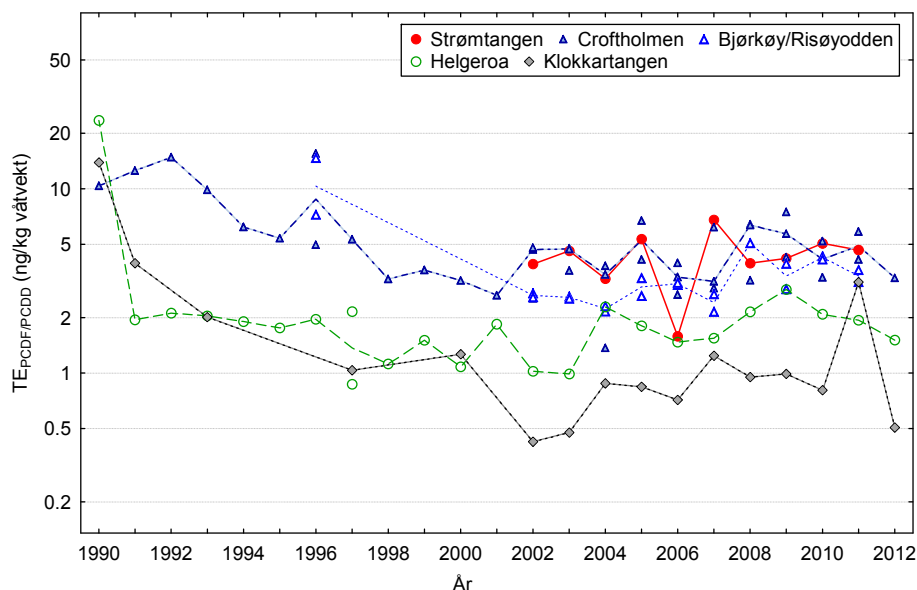


Figur 8. Konsentrasjoner av dioksin på fettvektsbasis i prøver av sjøørret-filet fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid.

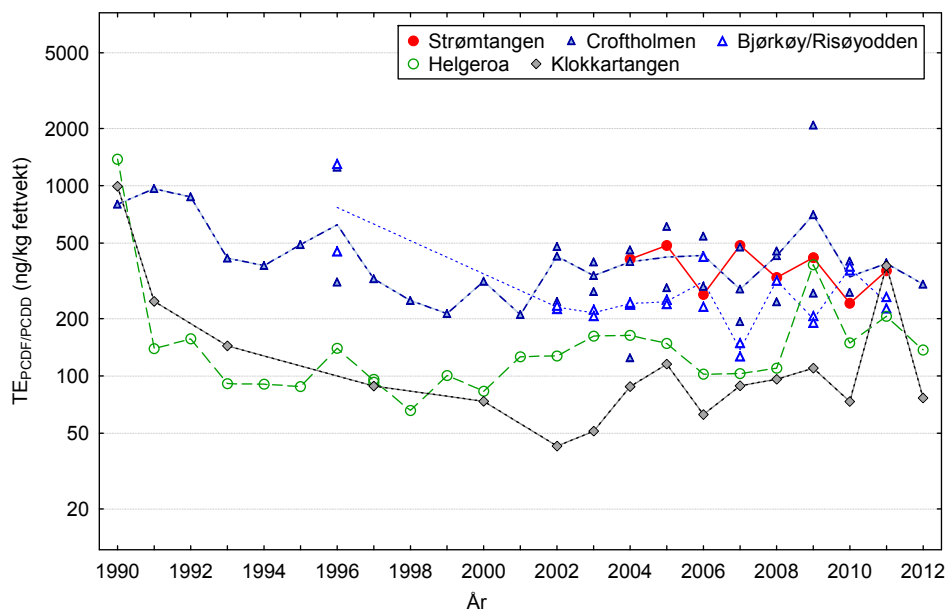
Blåskjell

Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell viser ingen langtids-reduksjon på noen av stasjonene i perioden 1997-2012, hverken på våtvektsbasis (Figur 9) eller fettvektsbasis (Figur 10). På Croftholmen har konsentrasjonene variert rundt 3-7 ng/kg våtvekt siden 1997. Variasjoner med samme utslag ses på Helgeroa og ved Klokkeartangen, men med lavere nivåer enn på de indre stasjonene. Variasjonen i tid er ikke synkron mellom stasjonene. Det er ikke grunnlag for å si om konsentrasjoner på våtvekt- eller fettvektsbasis er det som best gjenspeiler ytre miljøeksponering til dioksiner. Tidsutviklingen på Helgeroa og Klokkeartangen gir et inntrykk av økende dioksinnivå fra 2002 til 2009 både på våtvektsbasis og på fettbasis. Den statistiske analysen fant at den midlere økningen over tid på de tre hovedstasjonene var signifikant.

I rapporten fra overvåkingen i 2011 (TA 2953/2012) ble det utformet et vedlegg 6 som drøftet mulige årsaker til økingen i dioksiner i blåskjell. Med visse forbehold ble det konkludert at dagens dioksinnivå i blåskjell fullt ut kan forklares ut fra de målte/beregnete nivåene av dioksiner som transporteres ut over Brevik-terskelen, Selv om nivåene i blåskjell ligger langt over norsk bakgrunnsnivå, kan en videre reduksjon i nivå derfor ikke forventes så lenge denne tilførselen vedvarer. Tilførselen forklarer imidlertid ikke tendensen til økning over tid. Vedlegget konkluderte med at det hadde vært et brudd i tidsutviklingen for dioksiner i blåskjell rundt år 2000. Bruddet gjaldt både sum konsentrasjon PCDD/PCDF, totalt TE-nivå, konsentrasjon av enkeltkomponenter og dioksinprofil, og tyder på at dioksininnholdet i vannmassene endret karakter. Årsaken(e) er ikke kjent, men større utvasking av dioksiner fra land med økt nedbør ble framsatt som en mulig forklaring på tendensen til øket dioksin i blåskjell i hele Grenlandsområdet etter 2002.



Figur 9. Konsentrasjoner av dioksiner i blåskjell på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) fra Langesundsfjorden (Croftholmen), Helgeroa og Klockertangen som funksjon av tid. Data fra Strømtangen og Bjørkøy er også tatt med siden de er med i den statistiske analysen, selv om de ikke inngår i langtidsserien. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom medianverdier der det er flere prøver fra samme stasjon og år.



Figur 10. Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell på fettvektsbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Data fra Strømtangen og Bjørkøy er også tatt med siden de er med i den statistiske analysen, selv om de ikke inngår i langtidsserien. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom medianverdier der det er flere prøver fra samme stasjon og år.

Taskekrabbe skallinnmat

Ved forrige detaljerte statistiske analyse av tidsutviklingen ble det ikke funnet signifikant endring av TE-verdier over tid for perioden 2001-2006 på våtvektsbasis, og det var ingen klar sammenheng mellom innhold av dioksiner og fett. Med dataseriene fra Bjørkøy (Langesundsfjorden) og Jomfruland forlenget til 2012 og med

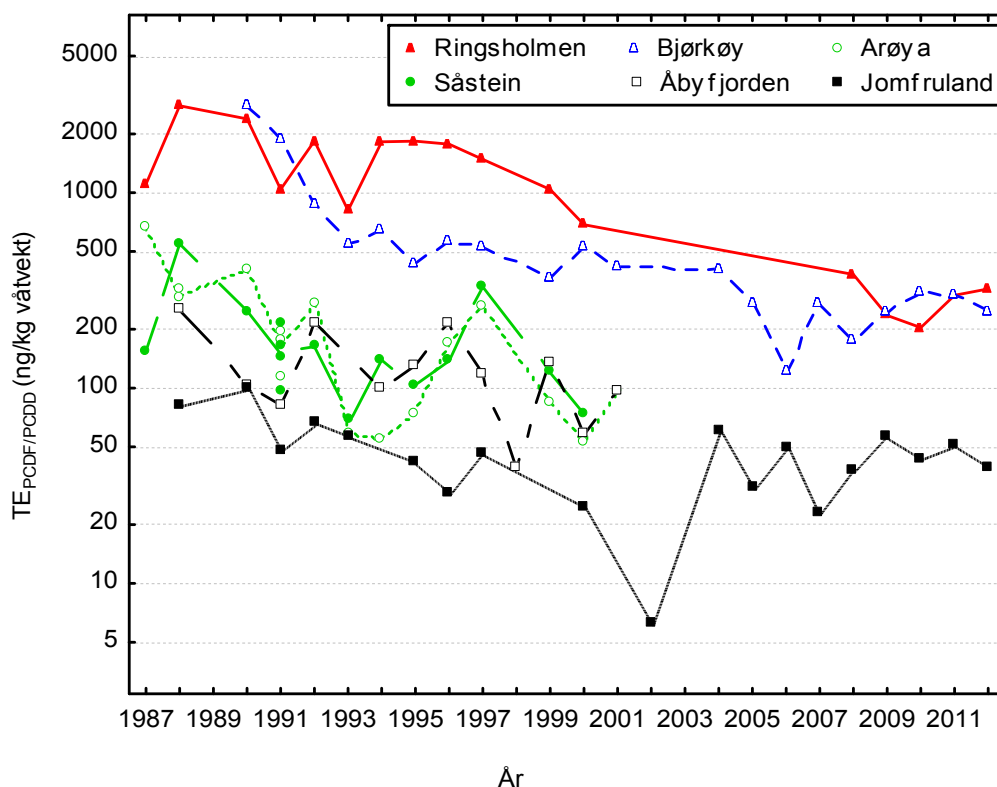
nye data også fra Frierfjorden² for 2008-2012 er mangelen på sammenheng enda klarere (Figur 11 og Figur 12). Det er heller ingen tegn til nedgang i dioksiner i skallinnmat etter 2006 (etter 2008 for Frierfjorden).

Dataserien fra 1987 til 2012 som helhet viser likevel enkelte tegn til systematiske forskjeller mellom ulike perioder. TE-verdiene fra Frierfjorden var klart lavere i årene 2008-2012 enn i årene 1987- 2000, både på våtvekt- (Figur 11) og fettvektbasis (Figur 12). Den tilsynelatende gradvise reduksjonen innen hvert tidsintervall i Figur 11 er ikke signifikant, men forsterker likevel helhetsinntrykket av et fall i dioksinnivå fram mot 2008.

TE-verdiene i krabbe fra Langesundsfjorden gir et visuelt inntrykk av en svak nedgang på våtvektbasis (Figur 11) og en svak økning på fettvektbasis (Figur 12) for perioden 1993 til 2004, men dette er ikke statistisk signifikant, selv når denne delen av dataseriene analyseres isolert. Den markerte nedgangen i 2005-2006 som kunne se ut som en fortsatt bedring i analysen fram til 2006 har vist seg bare å være en kortvarig, uregelmessig fluktusjon. Etter 2006 har TE-verdiene heller økt enn avtatt over tid.

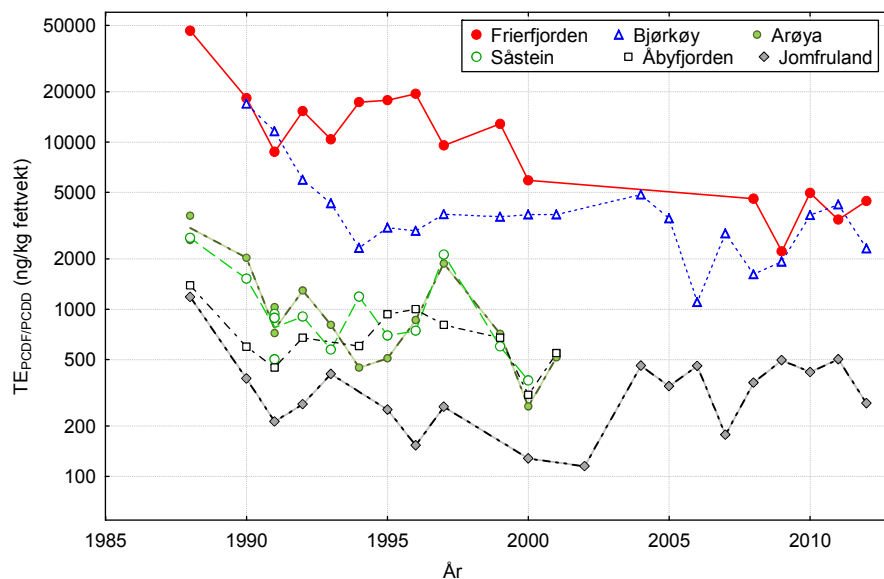
Data fra Jomfruland viser en reduksjon i perioden 1988-2002, men fra og med 2004 har nivåene vært omtrent like høye som rundt 1995 både på våtvekt- og fettvekt-basis. Det er en tendens til mer stabile TE-verdier på våtvekt- enn på fettvektbasis; både mht. langtidstrend og kortvarige fluktusjoner.

Den generelle konklusjonen er at det ikke har vært noen reduksjon av dioksininnhold i krabbesmør i perioden etter ca. 2001 i noen av fjordene.



Figur 11. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør fra hanner på våtvektbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Replikate prøver ble tatt fra Arøya 1988 og 1991 og Såstein 1991; linjene er her trukket gjennom geometrisk middel (aritmetisk middel av log-transformerte verdier).

² Frierfjorden var spesifisert som stasjon Ringsholmen i forrige tidstrendanalyse



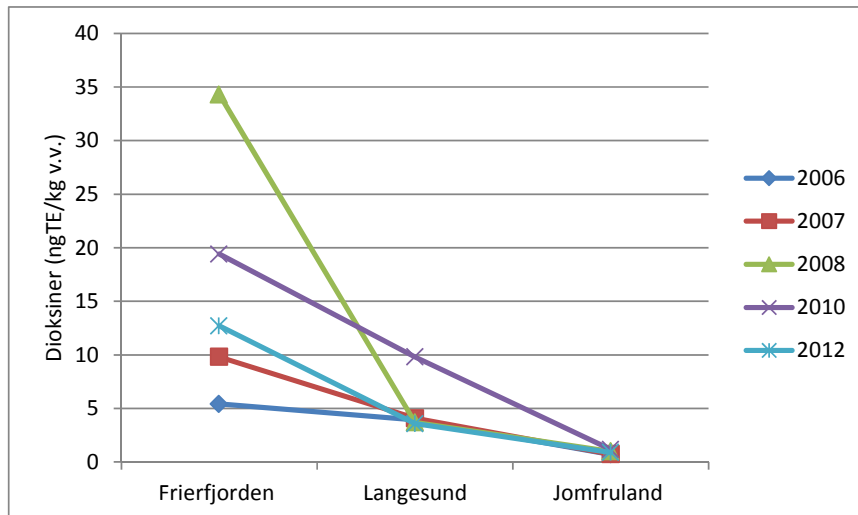
Figur 12. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør fra hanner på fettvektsbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Replikate prøver ble tatt fra Arøya 1988 og 1991 og Såstein 1991; linjene er her trukket gjennom geometrisk middel (aritmetisk middel av log-transformerte verdier).

Taskekrabbe klokjøtt

Dioksinnivået i klokjøtt av hannkrabber var 1,5 - 4 % av nivåene i skallinnmat. Resultatene viser et synkende nivå utover i fjordsystemet (Figur 13). Innenfor hvert område var endringene i perioden 2006-2010 usystematiske, men relativt sett størst i Frierfjorden og minst ved Jomfruland (Tabell 6). Dioksinnivået i klokjøtt av krabbe fra Frierfjorden har i hele perioden ligget over EUs grenseverdi for dioksiner i fiskekjøtt og fiskerivarer. Det samme gjelder for klokjøtt fra Langesundsfjorden i 2007 og 2010, mens nivåene ved Jomfruland har tilfredsstilt EUs grenseverdi i hele perioden.

Tabell 6. Konsentrasjoner av dioksiner i klokjøtt av krabbe på våtvektsbasis fra Frierfjorden og Langesundsfjorden 2006-2008, samt 2010 og 2012. Verdiene er angitt som ng TE/kg våtvekt. Var.koeff: variasjonskoeffisient over alle årene (standardavvik i prosent av gjennomsnittet)

Stasjon	2006	2007	2008	2010	2012	Var.koeff (%)
Frierfjorden hunner	3,89	3,99	-	-	-	-
Frierfjorden hanner	5,42	9,81	34,3	19,4	12,7	61,7
Langesund hanner	3,94	4,08	3,7	9,81	3,57	47,8
Jomfruland hanner	0,71	0,74	1,0	1,17	0,90	18,8

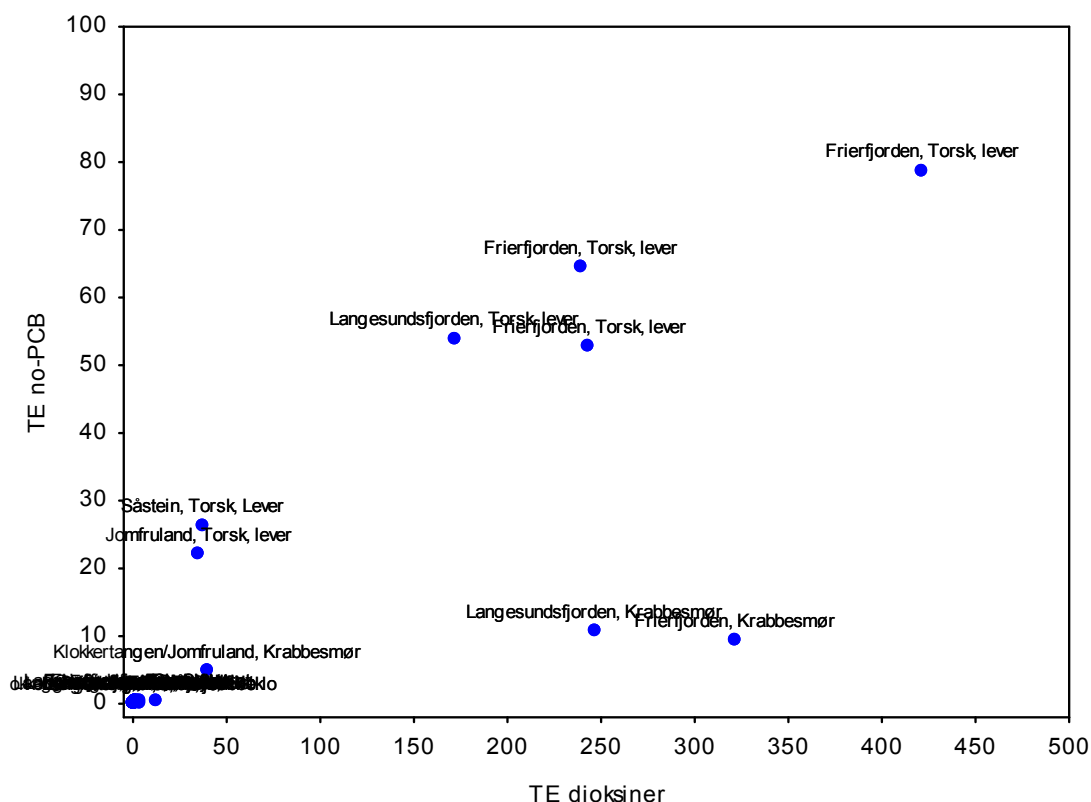


Figur 13. Dioksiner i klokjøtt av hannkrabber fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland i årene 2006 - 2012.

4.3 Non-*orto* PCB

Toksititetskvivalenter av non-*orto* PCB for alle prøvene fra 2012 er gitt i Tabell 4. Rådata er gitt i Vedlegg 3. Som tidligere år kom det største bidraget til total sumTE (summert for dioksiner og non-*orto* PCB) fra dioksiner: 59 - 98 %. Det var en signifikant positiv korrelasjon (korr.koeff.: 0,79) mellom nivå av dioksiner og av non-*orto* PCB når alle analysene fra 2012 tas med (Figur 14), dvs. at non-*orto* PCB i stor grad følger dioksinmønsteret både når det gjelder arter, vev, steder og tidsutvikling.

Torskelever fra Såstein og Jomfruland hadde høyt relativt innhold av non-*orto* PCB (38-41 %) som i 2010 og 2011. En økning i relativt innhold av non-*orto* PCB i torskelever utover mot kysten ble dessuten også funnet i 2007, 2008, 2009 og 2011. Krabbesmør hadde jevnt over lavest relativt innhold av non-*orto* PCB (Figur 14).

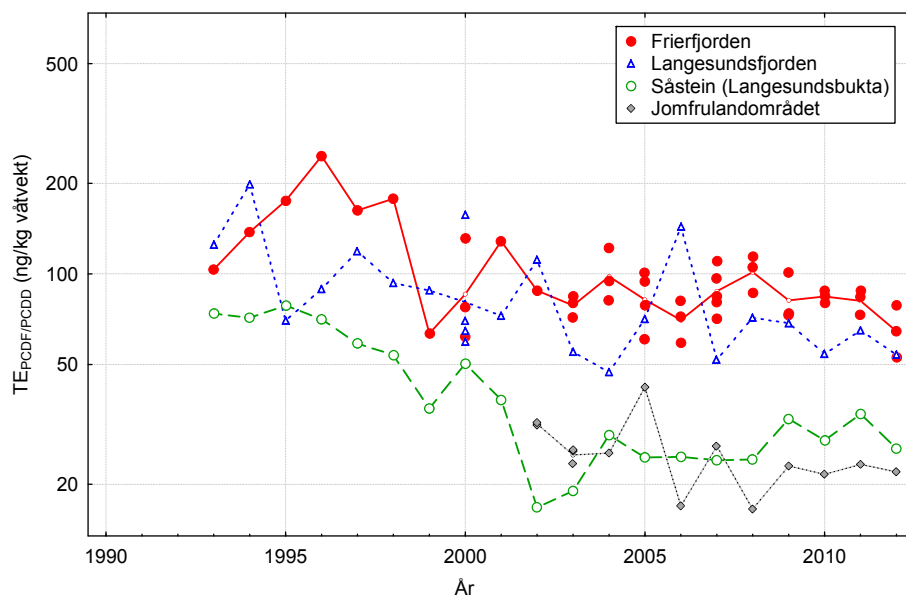


Figur 14. Forholdet mellom innholdet av TE av dioksiner og non-orto PCB i alle vevsprøvene fra 2012. Nær origo samles mange punkter som gjelder prøver med de laveste konsentrasjoner av dioksiner og n.o.-PC. Dette gjør at «etikettene» for disse blir uleselige.

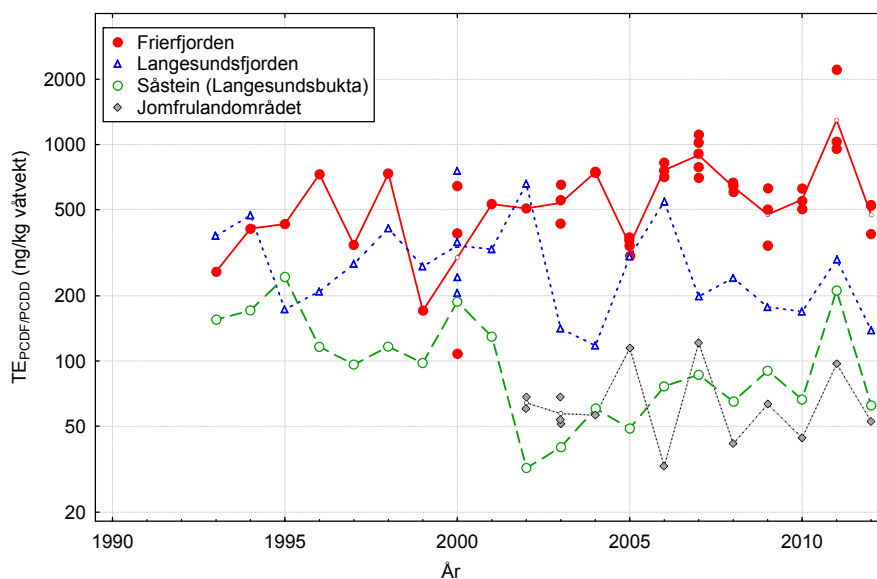
4.3.1 Tilstand og tidsutvikling

Torsk

Tidsutviklingen i non-*orto* PCB i torskelever på våtvektsbasis er vist i Figur 15. Det kan se ut som at det har vært en gradvis nedgang over tid fram til 2006 i Frierfjorden, til 2003 i Langesundsfjorden og til 2002 ved Såstein. Data fra 2007-2012 viser ikke videre reduksjon over tid på noen av stasjonene. Når en ser alle data i sammenheng, er det ingen tegn til systematisk endring over tid fra rundt 2002-2003 til 2012 verken på våtvekt- (Figur 15) eller på fettvektsbasis (Figur 16). Konsentrasjoner på våtvektsbasis gir det mest stabile bildet av tidsutviklingen.



Figur 15. Konsentrasjoner av non-orto PCB i torskelerver på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) som funksjon av tid. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.



Figur 16. Konsentrasjoner av non-orto PCB i torskelerver på fettvektsbasis (ngTE/kg f.v.) som funksjon av tid. Figuren viser ikke spesialprøver av individer med lav og høy fett-% fra Frierfjorden 2008-2010.

Non-orto PCB i øvrige arter

I filet av sjørøret fra Frierfjorden og Langesundsfjorden utgjorde non-orto PCB henholdsvis 23 % og 16 % av sum TE i 2012. Forholdet har endret seg lite og usystematisk de siste årene.

I blåskjell utgjorde non-orto PCB 8-11 % av sum TE i 2012. Det har ikke vært noen systematisk endring i nivå av non-orto PCB i blåskjell de siste årene.

I krabbesmør fra Frierfjorden og Langesundsfjorden utgjorde non-orto PCB bare 3-4 % av sum TE i 2012, og det samme i 2010 og 2011. Ved Jomfruland var tilsvarende andel 10 % (9 % i 2011). Det har ikke vært noen entydig endring i relativt nivå av non-orto PCB i skallinnmat i perioden 2001-2012.

Non-orto PCB i rekehaler fra Langesundsbukta utgjorde 17 % av sum TE. I tidligere prøver fra Såstein/Mølen (2002-2006) har bidraget fra non-orto PCB vært på 18 - 28 %. I reker fra Eidangerfjorden 2002 til 2011 og på grensen til Langesundsfjorden i 2011 har bidraget fra non-orto PCB til sum TE jevnt over vært mye lavere (1,5 - 4 %).

4.4 Kvikksølv i torskfilet

4.4.1 Tilstand 2012

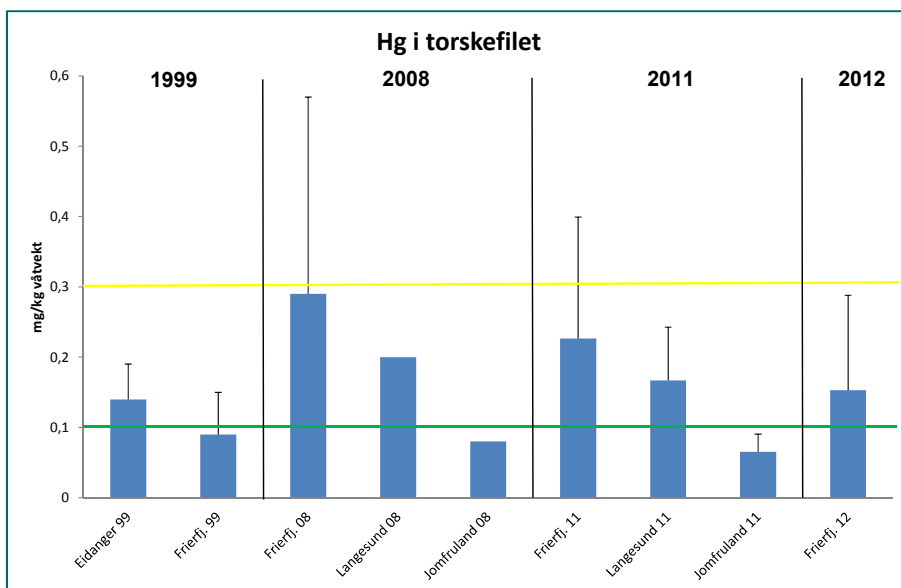
Overvåkingen dekker individuell Hg-analyse av 20 individer fra Frierfjorden. Resultatene er sammenfattet i Tabell 7 og Figur 17 sammen med resultatene fra tidligere undersøkelser. Rådata er gitt i Vedlegg 6. I 2012 var gjennomsnittsnivået av Hg i filet fra Frierfjorden 0,15 mg/kg som tilsvarer moderat forurensning (Klasse II) etter Miljødirektoratets veileder TA-1467/1977.

1.1.1 Sammenligning med tidligere resultater

Gjennomsnittskonsentrasjonen av kvikksølv i torskfilet fra Frierfjorden sank betydelig fra målingene begynte i 1969 (2,2 mg/kg våtvekt) og fram til 1999 (0,09 mg/kg våtvekt). Målingene ble gjenopptatt i 2008 og viste da en klar økning siden 1999 (Tabell 7, Figur 17). Etter 2008 gir målingene igjen et inntrykk av en nedadgående trend (Figur 17). Gjennomsnittsnivået i 2012 i torsk fra Frierfjorden var imidlertid fortsatt høyere enn i 1999. Stor individuell variasjon innen hvert år har gitt stor statistisk varians og det var derfor ingen signifikant forskjell i gjennomsnittsnivå mellom de enkelte årene ($p=0,14$; ANOVA).

Tabell 7. Innhold av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i individuelle prøver og blandprøver av torskfilet fra Grenland i 2012, 2011, 2008 og 1999. ved individuelle prøver er gjennomsnitt, standardavvik og antall prøver (n) oppgitt. Romertall angir klasser etter Miljødirektoratets miljøkvalitetsklassifisering (TA-1467/1997).

Lokalitet	mg/kg våtvekt $\pm$ st.avvik	Klif klasse
Frierfjorden		
Frierfjorden 2012	0,15 $\pm$ 0,13, n=20	(II)
Frierfjorden 2011	0,23 $\pm$ 0,17, n=20	(II)
Ringsholmene 2008	0,27 $\pm$ 0,21, n=9	(II)
Standardområdet 2008	0,31 $\pm$ 0,34, n=11	(III)
Frierfjorden samlet 2008	0,29 $\pm$ 0,28, n=20	(II)
Frierfjorden 1999	0,09 $\pm$ 0,06, n=51	(I)
Langesundsfjorden		
Langesundsfjorden 2011	0,17 $\pm$ 0,08, n=20	(II)
Blandprøve 2008	0,20	(II)
Eidangerfj. 1999	0,14 $\pm$ 0,05, n=15	(II)
Jomfruland		
Jomfruland 2011	0,07 $\pm$ 0,03, n=20	(I)
Blandprøve 2008	0,08	(I)



Figur 17. Gjennomsnittsnivå ($\pm$ standardavvik der det er individuelle analyser) av Hg i torskefilet i prøver fra 1999, 2008, 2011 og 2012. Grensene for Miljødirektoratets kvalitetsklasser I - III er angitt (grønn linje: nedre grense for klasse II; gul linje: nedre grense for klasse III).

4.5 Tinnorganiske forbindelser

4.5.1 Tilstand 2012

Innholdet av tinnorganiske forbindelser i lever av torsk fra Grenlandsfjordene, 2012, er vist i Tabell 8. Rådata er gitt i Vedlegg 7. Konsentrasjonene var tilsynelatende noe høyere i Frierfjorden enn i Langesundsfjorden. Dette er også tidligere observert i torsk (lever) og krabbe (skallinmat; Ruus et al., 2011), samt ørret (Ruus et al. 2012). I torskelever har det vært trifenylyttinn (TPhT) som har vist de høyeste konsentrasjonene de senere år (Tabell 9 og Ruus et al., 2011). Det har imidlertid vært bemerket at det foreligger analytiske usikkerheter mhp fenylyttinnforbindelser i fettrike prøver som torskelever (Bakke et al., 2009; Ruus et al., 2011).

Tabell 8. Innhold av tinnorganiske forbindelser ($\mu\text{g/kg}$ våtvekt) i lever av torsk fra Grenlandsfjordene 2012.

Arter/prøvesteder	MBT	DBT	TBT	MPhT	DPhT	TPhT
Torsk, lever						
Frierfjorden 1	< 0,3	6,0	4,7	< 0,3	8,4	96,7
Frierfjorden 2	< 0,3	6,9	5,9	< 0,3	9,7	71,2
Frierfjorden 3	< 0,3	7,4	5,1	< 0,3	7,5	70,0
Gjennomsnitt 1-3	< 0,3	6,8	5,2	< 0,3	8,5	79,3
Langesundsfjorden	< 0,3	5,5	3,1	< 0,3	7,9	70,7

1.1.2 Sammenligning med tidligere resultater

Den lengste tidsserien på tinnorganiske forbindelser i Grenlandsfjordene foreligger for torskelever (Tabell 9). Nivåene av DBT og TBT viser en klar nedgang fra de første målingene ble gjort i 1999 og fram til 2010. Dette reflekterer med all sannsynlighet forbudet mot TBT på båtskrog. Det er imidlertid ingen endring i konsentrasjonene fra 2010 til 2012. Norge har ikke etablert miljøklassifisering av tinnorganiske forbindelser i biota, men i Miljødirektoratets utkast til nye miljøkvalitetsstandarder (TA-3001/2012) er det gitt en EQS for TBT på 152 $\mu\text{g/kg}$ for biota uspesifisert. I forhold til denne er nivåene i torskelever fra Grenland generelt lave.

Tabell 9. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/kg}$ våtvekt) av butyltinn- og fenyltinnforbindelser i torskelever, 1999-2012. Verdiene fra Frierfjorden i 2004-2012 er gjennomsnitt av tre paralleller. NB: nivåene av fenyltinnforbindelsene har vært usikre på grunn av problemer med kvantifisering i fettrikt vev.

Stoff og år	Frierfjorden	Langesundsfjorden
MBT		
2001	3,4	1,5
2004	< 1,5	<5
2006	6,5	10
2008	< 1	< 1
2010 *	0,8	0,3
2012 *	< 0,3	< 0,3
DBT		
1999	39	
2001	28	6,1
2004	24	15
2006	12,3	26
2008	9,1	2,8
2010 *	5,8	3,4
2012 *	6,8	5,5
TBT		
1999	110	
2001	100	20
2004	28	27
2006	7,5	10
2008	10	7,2
2010 *	5,3	3,7
2012 *	5,2	3,1
MPhT		
1999	23	
2001	<1,7	<1,7
2004	<5	<5
2006	<5	<5
2008	< 1,6	4,8
2010 *	< 0,3	< 0,3
2012 *	< 0,3	< 0,3
DPhT		
1999	23	
2001	<2,3	<2,3
2004	<5	<5
2006	<5	<5
2008	45	44
2010 *	4,3	3,7
2012 *	8,5	7,9
TPhT		
1999	100	
2001	i)	i)
2004	7,8	< 5
2006	< 5	< 5
2008	50	75
2010 *	71,8	28,3
2012 *	79,3	70,7

i): interferens med andre forbindelser.

* I 2010 og 2012 ble tinnorganiske forbindelser analysert på et annet laboratorium enn de foregående år (se Vedlegg 7)

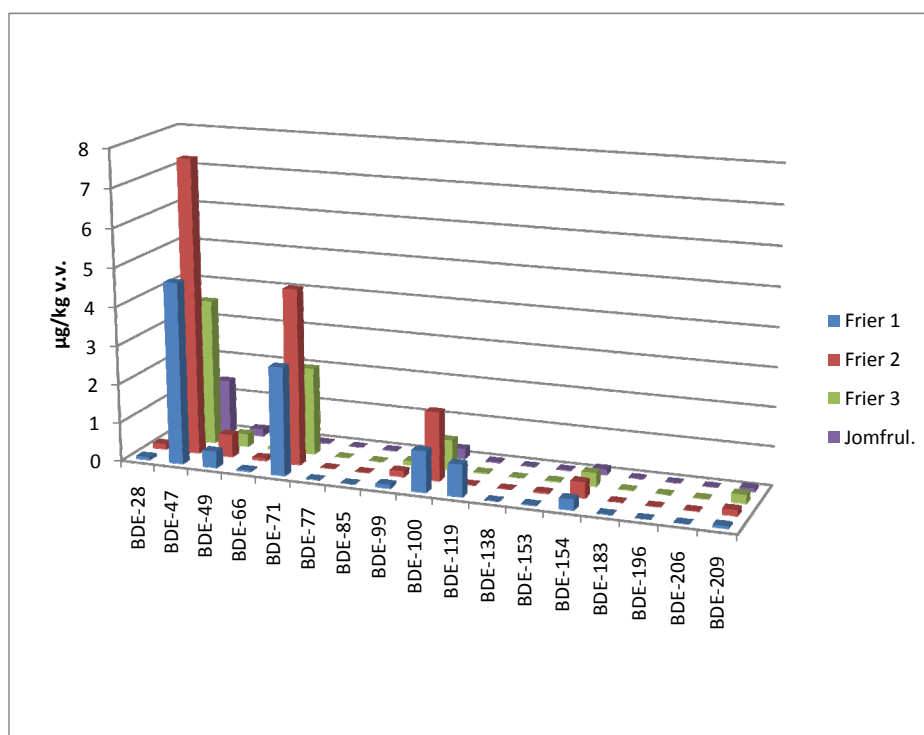
4.6 Bromerte flammehemmere (PBDE) i torskelever

Polybromerte difenyletere (PBDE; samt tetrabromobisfenol A, TBA, se Vedlegg 4) ble analysert i lever av torsk fra Frierfjorden og Jomfruland i 2012. Sum PBDE₇ i de tre blandprøvene av lever fra Frierfjorden varierte mellom 5,09 og 10,10 µg/kg våtvekt (gjennomsnitt 7,1 µg/kg) (Tabell 10). Torskelever fra Jomfruland lå betydelig lavere (1,95 µg/kg). BDE-47 ga det største bidraget (72 -75 %) til sumPBDE₇ i torskelever, fulgt av BDE-71 og BDE-100 (Figur 18). Nivåene i prøver av torskelever fra åpne norske kystområder er tidligere rapportert å ligge i intervallet 3 - 17 µg/kg våtvekt (Bakke et al., 2008), noe som tyder på at PBDE ikke er et problem i torskelever fra Grenlandsfjordene.

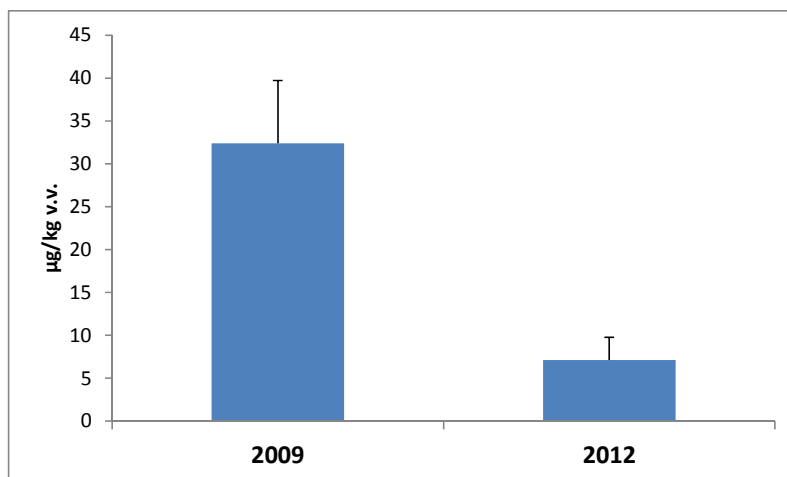
PBDE ble også analysert i torskelever fra Grenlandsfjordene i 2009. I Frierfjorden har det vært en klar reduksjon siden da (Figur 19). Ved Jomfruland synes også PBDE i torskelever å ha sunket siden 2009.

Tabell 10. Innhold av PBDE (µg/kg våtvekt) i blandprøver av torskelever i 2012. Sum PBDE₇ er summen av komponentene merket med *. Nivåer over deteksjonsgrensen er skyggelagt.

Prøve	BDE-28 *	BDE-47 *	BDE-49	BDE-66	BDE-71	BDE-77	BDE-85	BDE-99 *	BDE-100 *	BDE-119	BDE-138	BDE-153 *	BDE-154 *	BDE-183 *	BDE-196	BDE-206	BDE-209	Sum PBDE ₇
Torsk F1	0,07	4,68	0,43	0,03	2,79	0,00	0,00	0,01	1,05	0,82	0,00	0,02	0,27	0,01	0,00	0,00	0,06	6,20
Torsk F2	0,14	7,62	0,59	0,07	4,53	0,00	0,00	0,15	1,76	0,00	0,00	0,03	0,40	0,00	0,00	0,01	0,15	10,10
Torsk F3	0,08	3,77	0,32	0,04	2,25	0,00	0,00	0,10	0,77	0,02	0,00	0,02	0,34	0,01	0,00	0,01	0,22	5,09
Torsk J	0,05	1,40	0,19	0,02	0,01	0,00	0,02	0,08	0,26	0,02	0,00	0,02	0,15	0,00	0,00	0,00	0,08	1,95



Figur 18. PBDE-profil (nivåer som µg/kg våtvekt) i torskelever fra Grenlandsfjordene 2012.



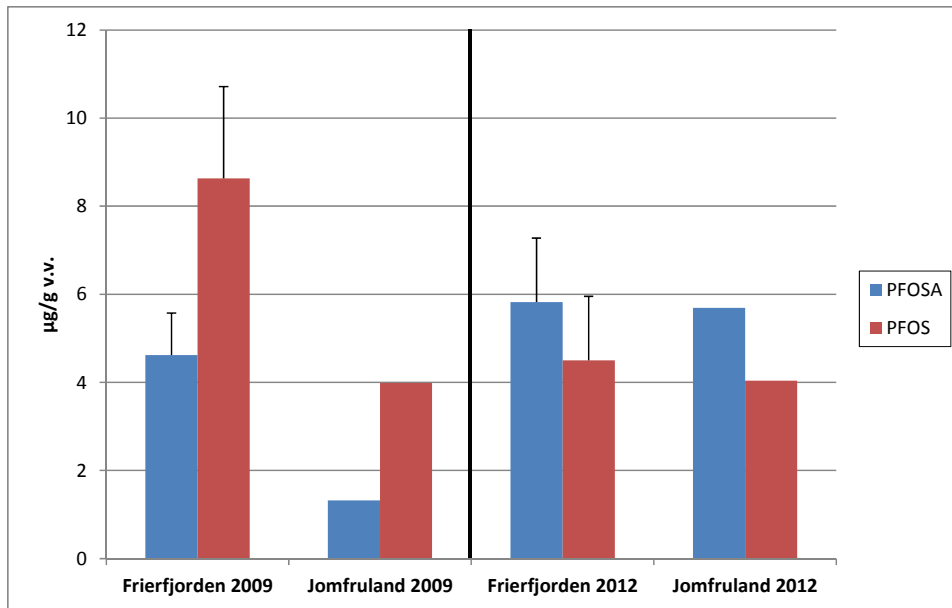
Figur 19. Konsentrasjon av sum-PBDE7 (se Tabell 10) i torskelever fra Frierfjorden i 2009 og 2012 (gjennomsnitt og standard avvik; n=3; blandprøver av 20 individer).

4.7 Perfluoralkylforbindelser (PFAS) i torskelever

Perfluoralkylforbindelser ble analysert i lever av torsk fra Frierfjorden og Jomfruland i 2012 (rådata i vedlegg 5). Av de analyserte PFAS-forbindelsene var det bare PFOSA (heptadekafluor-1-oktansulfonamid), PFOS (perfluoroktansulfonat) og PFUnA (perfluorundekansyre) som viste konsentrasjon over deteksjonsgrensen i alle prøvene. Det var ingen tydelig forskjell mellom Frierfjorden og Jomfruland (Tabell 11, Figur 20). Det har heller ikke vært noen entydige endringer siden 2009. Konsentrasjonen av PFOS har tilsynelatende gått ned i Frierfjorden, mens PFOSA har tilsynelatende økt ved Jomfruland (Figur 20). PFOS synes å ha minket i forhold til PFOSA fra 2009 til 2012 på begge stasjonene (Figur 20). Nivåene er på linje med det som tidligere er rapportert fra norske kystfarvann (Bakke et al. 2008).

Tabell 11. Innhold av PFAS-forbindelser (µg/kg våtvekt) i blandprøver av torskelever fra Grenlandsfjordene i 2012 (µg/kg våtvekt). Nivåer over deteksjonsgrensen er skyggelagt.

Prøve	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDoA	PFUnA
Torsk F1	2,09	6,83	0,40	0,28	5,47	0,21	2,23	0,84	0,70	0,42	0,32	1,29	3,69
Torsk F2	0,50	4,16	0,12	0,05	2,82	0,04	0,36	0,13	0,13	0,24	0,53	0,68	1,25
Torsk F3	0,27	6,48	0,09	0,04	5,20	0,12	0,55	0,18	0,14	0,17	0,69	1,29	2,43
Torsk J	1,50	5,69	0,33	0,22	4,04	0,14	2,11	1,08	0,65	0,49	0,34	0,34	1,26



Figur 20. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/kg}$ våtvekt) av perfluoralkylforbindelsene PFOSA og PFOS i torskelever fra Frierfjorden og Jomfruland i 2009 og 2012. For Frierfjorden er gjennomsnitt og standardavvik av 3 parallelle blandprøver (av 20 individer) vist.

5. Oppsummering og konklusjoner

Overvåkingen fram til det femårige langtidsprogrammet startet i 2008 indikerte at den kraftige nedgangen i dioksinforurensning i fisk og skalldyr som skjedde de første årene etter at industriutslippene var stanset rundt 1990, syntes å ha flatet ut eller stoppet opp etter 1995-2000 og på forurensningsnivåer som i mange tilfeller var betydelig høyere enn det som kan betegnes som bakgrunnsnivå for kystområder. Langtidsprogrammet 2008-2012 har bekreftet denne hovedtrenden, som i praksis gjelder for de fleste undersøkte arter og områder. Av øvrige miljøgifter viser tinnorganiske forbindelser i torskelever en synkende tendens etter forbudet mot bruk på skip. Kvikksølv i torskefilet fra Frierfjorden sank kraftig mellom 1969 og 1999, men viste i 2008 et høyere nivå enn i 1999. Etter dette har nivået igjen vært synkende, men konsentrasjonene er fortsatt ikke så lave som i 1999. Bromerte flammehemmere (PBDE) og perfluoralkylforbindelser (PFAS) i torskelever viser også en synkende tendens, og ligger stort sett innenfor det typiske intervallet for norske kystområder. En tilstandsbeskrivelse av hvert fjordavsnitt er gitt nedenfor.

5.1 Frierfjorden

Det var en klar nedadgående trend i fettinnhold i torskelever fra midt på 1990-tallet til 2006, spesielt i Frierfjorden. Med unntak av uvanlig lave nivåer i 2011, både i Frierfjorden og områdene utenfor, synes fettinnholdet i lever å ha stabilisert seg på et noe høyere nivå etter 2006, men fortsatt lavere enn i årene før 2000. Sammenlikning med undersøkelser i andre fjordområder indikerer at nedadgående fettinnhold i torskelever over tid ikke er unikt for Grenlandsfjordene.

Statistisk analyse av data til og med 2012 har redusert inntrykket av at dioksininnholdet i torskelever styres av fettinnholdet, og det er ikke mulig å påvise noen endring av dioksininnholdet over tid fra 2002 til 2012. Forskjellen mellom Frierfjorden og områdene utenfor har heller ikke endret seg.

Dioksinnivået i torskefilet har ikke endret seg systematisk i perioden 2006 til 2012 har hele tiden ligget under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Dioksiner i sjørørret synes å ha gått ned siden midt på 1990-tallet, men datagrunnlaget er ikke godt nok til å kunne konkludere om det har vært noen entydig endring etter år 2000.

Nivået av dioksiner i skallinnmat av taskekrabbe (hanner), var klart lavere i årene 2008-2012 enn i årene 1987-2000, både på våtvekt- og fettvekt-basis, men ligger fortsatt 80 ganger høyere enn EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer. Dioksinnivåene i klokjøtt ligger også over grenseverdien og har ikke endret seg systematisk siden 2006.

Trendene for non-orto PCB følger i stor grad dioksinene for alle arter, vev og lokaliteter. Tidsutviklingen i torskelever gir inntrykk av mer eller mindre gradvis nedgang over tid fram til 2006, men ingen videre reduksjon etter dette.

Gjennomsnittsnivået av kvikksølv i torskefilet (individuelle analyser av normalt 20 fisk) har sunket gradvis siden 2008, men er fortsatt høyere enn nivået som ble funnet i 1999. Forskjellene i gjennomsnitt mellom år er imidlertid ikke statistisk signifikante på grunn av stor variasjon innen hver fiskegruppe. Nivåene har i 2008 - 2012 ligget i Miljødirektoratets klasse II (moderat forurenset).

Nivå av dibutyltinn (DBT) og tributyltinn (TBT) i torskelever har sunket gradvis de siste 10 årene, sannsynligvis grunnet forbudet mot TBT på skipsskrog, men synes å ha flatet ut etter 2010.

Polybromerte difenyletere (PBDE) og perfluoralkylstoffer (PFAS) ble analysert i torskelever. PBDE-nivå i torskelever var klart lavere i 2012 enn i 2009 og på linje med det som er funnet i torsk fra andre norske kystområder. PFAS-forbindelsen PFOS var også lavere i 2012 enn i 2009 og også på linje med det som tidligere er rapportert fra norske kystfarvann.

Samlet er det altså få tendenser til nedgang i innhold av organiske miljøgifter de siste 5-10 årene hos de artene som er analysert fra Frierfjorden. Nivåene av kvikksølv i torskfilet og TBT, PBDE og PFOS i torskelever synes imidlertid å gå gradvis nedover.

5.2 Langesundsfjorden

For de fleste undersøkte arter og vev fra Langesundsfjorden ligger dioksinnivåene lavere enn i Frierfjorden og har endret seg lite over de siste 10-15 årene. Et unntak er ørretfilet og skallinnmat av krabbe som har vist omtrent likt dioksinnivå i de to fjordene de siste årene.

Dioksinninnholdet i torskelever har ikke vist entydig endring siden 1994, verken på våtvekts- eller fettvektsbasis. Dioksiner i torskfilet har heller ikke endret seg entydig siden 2006 og har i hele perioden tilfredsstilt EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Dioksinnivået i ørretfilet har med unntak av enkelte år holdt seg stabilt på like over 2 ngTE/kg våtvekt fra ca. 1997 til 2012, dvs. under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

I blåskjell fra Croftholmen har dioksinkonsentrasjonene variert rundt 3-7 ng/kg våtvekt siden 1997 med svingninger opp og ned av 3-5 års varighet.

Analysene av skallinnmat i krabbe fra Langesundsfjorden gir et visuelt inntrykk av en svak nedgang på våtvektsbasis og en svak økning på fettbasis for perioden 1993 til 2004, men dette er ikke statistisk signifikant. Den markerte nedgangen fra 2005 til 2006 som ble bemerket i forrige trendanalyse viser seg i sammenheng med senere data som en kortvarig, uregelmessig fluktusjon, og ikke begynnelsen på en trend. Etter 2006 har TE-verdiene heller økt enn avtatt over tid. Dioksinnivå i klokjøtt har ikke vist noen entydig endring over tid siden målingene begynte i 2006, og var med unntak av 2007 og 2010 under EUs grense for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Også i Langesundsfjorden følger trendene for non-orto PCB i stor grad dioksinene i alle arter og vevstyper.

Det var tilsynelatende liten endring i kvikksølvinnholdet i torsk mellom 2008 og 2011, mens kvikksølv ikke ble analysert i 2012.

Nivå av dibutyltinn (DBT) og tributyltinn (TBT) i torskelever har som i Frierfjorden, vist en gradvis nedgang de siste 10 årene, sannsynligvis grunnet forbudet mot TBT på skipsskrog. Det er tendens til utflåting etter 2010. Konsentrasjonene var tilsynelatende noe lavere i Langesundsfjorden enn i Frierfjorden, men forskjellen er liten.

5.3 Langesundsbukta og områdene utenfor

Bortsett fra blåskjellstasjonen ved Helgeroa og makrell i Langesundsbukta har det regulære programmet kun dekket områdene utenfor Langesundsbukta. I 2013 ble det imidlertid også, på forespørsel fra lokale fiskere, gjort en ekstraanalyse av dioksiner i rekehaler fra en ny stasjon i Langesundsbukta. Målet var å få data for dioksiner i reker like innenfor linjen Såstein-Mølen som markerer ytre grense for Mattilsynets kostholdsråd.

For torsk og krabbe, de eneste artene som fanges i alle tre områdene, har det generelt vært en mer markert forskjell i dioksinnivåer mellom Langesundsfjorden og områdene utenfor Langesundsbukta enn mellom Frierfjorden og Langesundsfjorden. Undersøkelsen i 2012 endrer ikke dette bildet.

Dioksinnivåene i torskelever fra Såstein og Jomfruland har vist liten forskjell siden 1997. Det kan ikke påvises noen signifikant langtidstrend fra 2002 til 2012 på noen av stasjonene verken på våtvekts- eller fettvektsbasis. Dioksiner i filet av torsk er analysert i 2008, 2010 og 2012 og resultatene viser omtrent samme nivåer (15-20 % av nivåene i Langesundsfjorden) og ingen systematisk endring over tid.

Konsentrasjonen av dioksiner i blåskjell fra Helgeroa har med ett unntak (2011) ligget høyere enn i skjell fra Klokartangen siden 2001. Begge stasjonene gir et inntrykk av økende nivå fra 2002 til 2009 både på

våtvektsbasis og på fettbasis, men tendensen er svekket de siste årene. Nivået i 2011 var det høyeste som er målt siden 1991, men har sannsynligvis vært en anomali.

Dioksinnivået i skallinnmat hos krabbe fra Jomfruland har vist en reduksjon i perioden 1988-2002, men fra og med 2004 har nivåene vært høyere igjen, og er både på våtvekt- og fettvekt-basis omtrent like høye som rundt 1995. Det har heller ikke vært noen endring i dioksiner i klokjøtt siden 2006.

Dioksinnivået i rekehaler fra Langesundsbukta var 0,21 ngTE/kg våtvekt, dvs godt under grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskerivarer og tilsvarte det som ble funnet i prøver fra Såstein-Mølen i perioden 2002-2006. Nivået var mer enn 30 ganger lavere enn det som i 2011 ble funnet helt innerst i Langesundsfjorden, på grensen mot Eidangerfjorden.

Det relative bidraget non-orto PCB til sumTE var høyere i torskelever fra ytre områder, enn lenger inne i Grenlandsfjordene. Dette er også observert tidligere.

PBDE i torskelever fra Jomfruland var en faktor 4 lavere enn nivået i Frierfjorden. Nivået av PFOS i samme prøven var på linje med det som ble funnet i Frierfjorden.

Samlet er det ingen klare tegn til tidsutvikling i de stoffene som er målt i det ytre området, bortsett fra en tendens til økning i dioksiner hos blåskjell på de to undersøkte stasjonene fram til 2009, men ikke etter det.

6. Litteratur

- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., 2007. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006. Rapport 998/07 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2319/2007, NIVA-rapport 5504/2007, 93 s.
- Bakke, T., Boitsov, S., Brevik, E.M., Gabrielsen, G.W., Green, N., Helgason, L.B., Klungsøyr, J., Leknes, H., Miljeteig, C., Måge, A., Rolfsnes, B.E., Savinova, T., Schlabach, M., Skaare, B., Valdersnes, S., 2008. Mapping selected organic contaminants in the Barents Sea 2007. SFT Rapport TA-2400/2008. NIVA rapport l.nr. 5589-2008. 117 s.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., 2009. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2007. Rapport 1038/08 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2449/2008, NIVA-rapport 5707/2009, 80 s.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen JA., 2010. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2009. Rapport 1075/2010 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2670/2010, NIVA-rapport 5981/2010, 78 s.
- Berge, J.A, Aspholm, O., Bergstad, O. A., Hylland, K., Knutsen, J.A., Ruus, A., Schlabach, M., , 2004. DIG-prosjektet. 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 4795-2004, 253 sider.
- Bjerkeng, B., Ruus, A., 2002. Statistisk analyse av data for dioksin-nivåer i organismer i Frierfjorden/Grenlandsområdet. Rapport 860/02, TA: 1916-2002, NIVA-rapport 4595-2002, 56s.
- Bjerkeng, B., 2006. Statistisk vurdering av overvåking av dioksiner i organismer. Kvantifisering av usikkerhet og vurdering av utsagnskraft - grunnlag for planlegging av overvåkingsprogram. NIVA-rapport 5123-2006, 110s.
- Klif TA-1467/1997. Veiledning 97:03: Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. Klassifisering av miljøkvalitetet i fjorder og kystfarvann. 36 s.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1:153-163.
- Ruus, A., Bakke, T., Bjerkeng, B., Knutsen H., 2011. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2010. Rapport 1104/2011 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2836/2011, NIVA-rapport 6203/2011, 65 s.
- Ruus, A., Bakke, T., Bjerkeng, B., Knutsen H., 2012. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011. Rapport 1130/2012 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2953/2012, NIVA-rapport 6400/2012, 100 s.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. 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.
- Van den Berg, M., Birnbaum, LS., Denison, M. *et al.* 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. Toxicological Sciences. 93:223-241.
- Økland, TE, 2005. Kostholdsråd i norske fjorder og havner. Rapport utarbeidet for Mattilsynet, Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (Klif) av Bergfall & co as. Aktiv Trykk. 268s.

7. Vedleggsregister

- Vedlegg 1. Statistisk tidstrendanalyse av dioksiner og non-orto PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene
- Vedlegg 2. Karakteristikk av prøvemateriale av organismer fra Grenlandsfjordene 2012.
- Vedlegg 3. Rådata for fettinnhold, dioksiner og non-orto PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene.
- Vedlegg 4. Rådata for PBDE i torskelever fra Grenlandsfjordene.
- Vedlegg 5. Rådata for PFAS i torskelever fra Grenlandsfjordene.
- Vedlegg 6. Rådata for kvikksølv i torskfilet fra Frierfjorden.
- Vedlegg 7. Rådata for tinnorganiske forbindelser i torskelever fra Grenlandsfjordene.

Vedlegg 1. Statistisk tidstrendanalyse av dioksiner og non-orto PCB i fisk og skaldyr fra Grenlandsfjordene

Vedlegg 1

Statistisk tidstrendanalyse av dioksiner og non-orto PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene på data til og med 2012

Innhold

1. Materiale og metoder	3
1.1 Utvalg av datamateriale	3
1.1.1 Torsk	3
1.1.2 Sjørret	4
1.1.3 Blåskjell	4
1.1.4 Krabbe	5
1.2 Metodikk for grafisk presentasjon og statistisk analyse av data	5
1.3 Valg av analysevariable	6
1.3.1 Dioksiner	6
1.3.2 Nonorto-PCB	Error! Bookmark not defined.
2. Resultater	8
2.1 Tidstrender for dioksiner i organismer	8
2.1.1 Dioksiner i torsk	8
2.1.2 Dioksiner i sjørret	16
2.1.3 Dioksiner i blåskjell	20
2.1.4 Dioksiner i krabbe	23
2.2 Tidstrend for nonorto-PCB i torsk	26
3. Referanser	28

1. Materiale og metoder

1.1 Utvalg av datamateriale

For å sikre at analysen av tidstrender er basert på størst/best mulig datamateriale (optimalisere utsagnskraften i analysene) er alle tilgjengelige data for de aktuelle prøvetypene tatt med i vurderingen, både fra den løpende Grenlandsovervåkingen og fra spesielle måleprogrammer som har vært gjennomført tidligere. Det innebærer at det er dratt nytte av data som er generert også gjennom andre aktiviteter (forskningsprosjektet DIG, Dioksiner i Grenlandsfjordene og det løpende internasjonale overvåkingsprogrammet CEMP (Co-ordinated Environmental Monitoring Programme)).

Dioksiner er analysert i forskjellige organismegrupper. Siden 1992-1994 omfatter dette også non-orto PCB. Torske-lever ble også analysert på PCN i en del av prøvene fra 1993 til 2009. Siden den forrige mer grundige statistiske analysen i 2006-rapporten er bare data fra 2009 i Frierfjorden kommet til; de er drøftet i overvåkningsrapporten for 2009 og behandles ikke i denne nye analysen. Det materialet som analyseres her omfatter dioksiner i alt 399 blandprøver; 138 av torskelever, 30 av sjørretfilét, 125 av blåskjell og 105 av krabbesmør (hannkrabber), og non-orto PCB for 108 prøver av torskelever.

1.1.1 Torsk

Torsk er for det meste bare analysert på blandprøver av lever. Det finnes også noe data for parallelle blandprøver av filét, men den statistiske analysen her ser bare på resultatene for lever, hvor det nå finnes lengre tidsserier fra fire områder. Tidsseriene fra Frierfjorden, Langesundsfjorden* og Langesundsbukta (dvs. området ved Såstein) har data fra alle år i tidsrommet 1991-2012, og fra Jomfrulandsområdet er det data fra 2002-2012.

For Frierfjorden finnes også data fra 1975, 1976 og 1986, for Langesundsfjorden og Jomfrulandsområdet fra 1987 og for Såstein fra 1987 og 1988. Disse tidlige data er med i presentasjonen i hovedrapporten, men er ikke tatt med her. Analysen nedenfor fokuserer på utviklingen etter 1990, og spesielt etter 2002.

Fra Frierfjorden er det fra og med 2003 stort sett tatt tre blandprøver hvert år, basert på forskjellige (ikke overlappende) utvalg av fisk. I 2005 ble det analysert dioksin på fire blandprøver; to av prøvene var basert på individer valgt ut etter vekt, hhv. små (<0.5 kg) og store (>1kg). I 2007 ble det i tillegg til de tre ordinære prøvene analysert dioksin på to blandprøver fra indre del av fjorden (Ringsholmen), og i årene 2008 og 2011 er én av tre blandprøver angitt å være fra indre del. I analysen nedenfor er det ikke skilt på ulike prøvesteder innenfor Frierfjorden. I 2005, 2008-2010 ble det gjort tilleggsanalyser på materialet fra Frierfjorden, det er beskrevet nærmere nedenfor.

Fra Jomfrulandsområdet ble det tatt to prøver hvert år i 2003 og 2004, men ellers er det bare analysert én blandprøve pr. år. Fra Langesundsfjorden og Langesundsbukta er det bare tatt én prøve hvert år.

De fleste blandprøvene fra overvåkingsprogrammet er basert på 20 individer, men noen har færre, fra 9 til 19 individer.

Det ble også tatt noen blandprøver å 4-5 torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden i DIG-prosjektet i april og juni 2000 og i mai 2001 (Berge et al. 2004). Denne prøvetakingen fra Frierfjorden var spredt over området fra Ringsholmen til Ombornes i sør. Fra Eidangerfjord var den fordelt mellom et indre

* Langesundsfjorden er i tidligere rapporter kalt Breviksfjorden. Overvåkningsrapporten for 2001-2002 (Bakke et al. 2003) angir prøvested Eidangerfjorden i stedet for Breviksfjorden for 2002. I den statistiske analysen er prøven betraktet som en del av tidsserien fra Langesundsfjorden.

område ved Rød og et ytre område i Langesundsfjorden ved Sandøy/Bjørkøy. Nærmere stedsangivelse er ikke gitt for hver enkelt prøve, og for den statistiske analysen tilordnes prøvene til hhv. Frierfjorden og Langesundsfjorden i den grad de er tatt med.

For torske-lever finnes som nevnt ovenfor noen data som representerer replikat prøvetaking eller analyse på det samme materiale:

- For torske-lever fra Frierfjorden 2005 finnes to replikate datasett som representerer to parallelle blandprøver av det samme settet av fisk (>1 kg, blandprøve 1/3). Det fremgår av detaljinformasjon om prøvetakingen at det er hentet ut to delprøver á ca. 5 g fra hver lever, som da må antas å inngå i hver sin blandprøve. De to blandprøvene representerer derfor to tilnærmet uavhengige deler av det samme prøvematerialet, før homogenisering. I de opprinnelige analyseresultatene, som ble brukt i en statistisk analyse i 2006, hadde den ene prøven ca. 70 % høyere konsentrasjoner enn den andre. Prøvene ble imidlertid reanalysert, og resultatene ble mer like; det er dette reviderte datasettet som er brukt her. I figurer og i statistiske analyser er resultatene for de to reanalyserte prøvene slått sammen til ett sett av verdier ved beregning av lineært gjennomsnitt for hver komponent.
- I 2008, 2009 og 2010 ble det laget to sett av blandprøver på lever av torsk fra Frierfjorden. For det første ble det laget tre parallelle blandprøver (her kalt prøvesett A) basert på 3 sett á 20 individer, valgt tilfeldig uten spesielt hensyn til fett-% i lever. I tillegg ble det hvert år laget to blandprøver (prøvesett B) hentet fra to ikke overlappende sett av 20 individer, valgt ut på tvers av de tre settene av individer til A-prøvene. Til den ene B-prøven ble det tilstrebet å plukke ut individer med lav fett-% i leveren, og til den andre B-prøven individer med høy fett-%. Hensikten var å få et bedre bilde av om miljøgiftinnholdet hang sammen med fett-innholdet i leveren. De to B-prøvene er altså basert på innbyrdes ulikt utvalg av individer, men valgt blant de samme individene som inngår i A-prøvene. De kan derfor ikke betraktes som fullverdige replikater til A-prøvene.
- Det er også 3 tilfeller i eldre data av at samme prøve er analysert både av folkehelseinstituttet og NILU. Forskjellene i analyseverdier ligger innenfor 10 % og skyldes antagelig bare analyseusikkerhet på samme homogeniserte materiale. Fordi NILUs resultater omfatter også non-orto PCB og for en prøve PCN, er bare NILUs resultater brukt i analyser tidligere.

1.1.2 Sjørret

For sjørret finnes data for dioksin i filet fra og med 1990. Den beste tidsserien er fra Langesundsfjorden. Det ble ikke tatt prøver herfra i 1998, 1999 og 2001, men ellers er det tatt prøver hvert år til og med 2012. For Frierfjorden er det et mer sparsomt datasett – det ble tatt årlige prøver 1990-1993, men senere stort sett med minst 2 års mellomrom, og et særlig langt opphold mellom 2000 og 2008. Det er ingen tilfeller av replikatprøver av sjørret.

1.1.3 Blåskjell

Data for blåskjell finnes både fra overvåkingen av Grenland og fra CEMP-programmet. De lengste regelmessige tidsseriene er fra Croftholmen/Gjermundsholmen, hvor det er tatt prøver i begge programmene, og Helgeroa, hvor det er tatt prøver hvert år siden 1987 innenfor Grenlandsovervåkingen.

Fra Bjørkøy/Risøyodden og Strømtangen er det tatt prøver i CEMP-programmet fra og med 2002. For Bjørkøy/Risøyodden finnes også noen tidligere data fra Grenlandsovervåkingen. Blåskjellprøvene har stort sett komplette dioksindata med reelle verdier for alle komponenter. I prøven fra Croftholmen

1992 er 1234678-HpCDD angitt med en urimelig lav, antagelig feilaktig, verdi^{*}. For denne prøven er derfor TE antagelig beregnet litt lavt, men bedømt ut fra betydningen av denne komponenten i prøver ellers er feilen liten. En enkelt CEMP-prøve fra Croftholmen i 2005 har generelt urimelig lave verdier (ca. 1/10) i forhold til materialet fra denne stasjonen ellers. Ut fra analyseprotokoller kan det se ut som det kan ha skjedd en forveksling av analyseresultater her (Norman Green pers. medd.) Prøven er derfor holdt utenfor analysen her. De fleste prøvene har oppgitt fett-%; unntaket er prøvene fra 1987 og prøvene i CEMP-programmet fra Steinholmen 2002 og Strømtangen 2002 og 2003, hvor bare våtvektkonsentrasjonen er tilgjengelig.

1.1.4 Krabbe

Blandprøver av krabbesmør fra 6 stasjoner ble analysert på dioksin i årene 1990-2001; etter dette har overvåkingen fortsatt med et redusert program. Det ble tatt en prøve fra Jomfruland i 2002, og fra og med 2004 har det vært tatt prøver årlig fra Bjørkøy i Langesundsfjorden og Jomfruland. Fra og med 2008 har også Ringsholmen i Frierfjorden igjen vært med i programmet.

Det er stort sett analysert på prøver av hannkrabbe. Det gjelder alle prøver fra og med 2004; tidligere ble det også tatt noen prøver av hunnkrabbe, til dels samtidig med hannkrabbep prøver fra samme sted, og også noen med blanding av hann og hunn. En tidligere statistiske analyse av dette materialet har vist at det er en klar forskjell på hanner og hunner (Bjerkeng 2006). I analysen nedenfor er det bare sett på data for hannkrabbe.

1.2 Metodikk for grafisk presentasjon og statistisk analyse av data

Statistiske analyser er tidligere gjort av Bjerkeng og Ruus (2002), Bjerkeng (2006) og sist som et vedlegg i Bakke et al. (2007) med analyse av data fram til og med 2006. Nedenfor presenteres en oppdatert tidstrend-analyse med de data som nå foreligger fram til og med 2012. Analysen er konsentrert om utviklingen etter at utslippene ble stoppet, dvs. fra og med 2002. I noen tilfelle er det tatt med data tilbake til 1991, der dette gir en noenlunde sammenhengende utvidet tidsserie.

Både i grafiske fremstillinger og statistiske analyser er data gruppert etter kalenderår. Fra og med år 2002 er alle prøvene tatt om høsten, mens mange av prøvene fra tidligere år ble tatt i perioden mars-mai. Siden denne omleggingen av prøvetidspunkt faller sammen med at utslippene ble redusert og etter hvert stoppet, er det ikke mulig å analysere betydningen av dette i særlig grad.

Analysen er som tidligere i første rekke basert på grafiske fremstillinger av tidsutvikling, med en uformell drøftelse av utviklingstrekk og avvik, supplert av formelle statistiske analyser der det er hensiktsmessig.

Alle figurene viser konsentrasjonen eller fysiologiske data (fett-%, lengde, vekt) på logaritmisk skala, slik at en gitt relativ forskjell blir like stor over hele skalaen. Figurene viser verdier for enkeltprøver som punkter, mens linjene er trukket gjennom middelerverdier[†] på logskala over alle replikater for hvert område/stasjon og kalenderår.

^{*} For denne prøven er 1234678-HpCDD er oppgitt til 0.01, mens Sum HpCDD er 12.0. I andre prøver utgjør 1234678-HpCDD minst ca. halvparten av Sum_HpCDD. Det er samme misforhold om en ser det i forhold til andre enkeltkomponenter.

[†] Gjennomsnittene i figurene beregnes stort sett som aritmetiske middelerverdier av logtransformerte verdier, dvs. geometrisk middelerverdi av konsentrasjonene. For dioksin i blåskjell er det i stedet brukt median for å unngå påvirkning fra en antagelig feilaktig prøveidentifikasjon. I den figurtypen som er brukt teller alle replikater likt, uavhengig av antall individer bak hver prøve. Antall individer i hver prøve varierer noe totalt sett, men er stort sett likt for replikater innenfor stasjon og år.

Alle statistiske analyser er gjort på logtransformerte data både for konsentrasjoner og fysiologiske data (størrelse og fett-%). Det er brukt ulike former for variansanalyse med område/stasjon og år eller periode som kategoriske faktorer, eller kovariansanalyser der fett-%, evt. lengde eller vekt er med som forklaringsvariabel. Variasjon over tid er i noen tilfeller modellert som en lineær eller ikke-lineær tidstrend på log-skala i stedet for som en kategorisk variabel med uavhengig variasjon fra år til år. Data presenteres både på våtvekt- og fettvekt-basis, og en drøfting av forskjellene i utvikling inngår i analysen. Tidsutvikling av fettinnhold (vektprosent; fett-%) er vist i egne figurer.

1.3 Valg av analysevariable

1.3.1 Dioksiner

For dioksin er figurer og statistiske analyser for det meste basert på beregnet toksisitetsekvivalent (TE). For de fleste prøvene er alle 17 komponenter som inngår i TE angitt med reell analyseverdi, og TE kan da også beregnes til en bestemt verdi.

For 83 av totalt 399 prøver er en eller flere komponenter angitt med resultat <grenseverdi, og TE kan da bare angis innfor en nedre og en øvre grense. Intervallet mellom øvre og nedre grense ligger stort sett godt under forventet analyseusikkerhet; bare 10 av prøvene har en forskjell mellom øvre og nedre grense på mer enn 1 % av nedre grense. Av disse er det bare 1 prøve som har en forskjell på mer enn 7 %. Det gjelder blåskjellprøven fra Jomfruland (Klokkartangen) i 2009, hvor forskjellen mellom øvre og nedre grense for TE er 53 % av nedre grense.

For 19 prøver, vesentlig fra 1987 og 1988, mangler angivelse for noen komponenter, eller det er angitt utilstrekkelig gjenfinningsgrad (recovery) på noen komponenter, slik at en øvre grense ikke kan beregnes.

De komponentene som er veldefinert i alle prøvene står vanligvis for minst 70-80 % av TE.

Figurene og de statistiske analysene er basert på nedre grense for TE, beregnet ved å anta 0 for komponenter som mangler eller er angitt som <grenseverdi. Det kan bety at noen av punktene fra 1987 og 1988 kan ligge opp til 20-30 % for lavt, men bør ikke ha betydning for resultatet, og det vil ikke ha noen betydning når det gjelder å vurdere tidstrender de siste 10-15 år.

Tabell 1 viser gjennomsnittlig konsentrasjon av hver dioksin-komponent i data fra og med 2001 for de fire prøvetypene, og Tabell 2 viser bidrag til TE. I hver tabell er de 5 komponentene som bidrar mest til hhv. konsentrasjon og TE markert med uthevet skrift og grå skravering. Betydningen av de ulike kongenerene er noe forskjellig for ulike prøvetyper. Okta-forbindelsene utgjør til dels en betydelig andel av total konsentrasjon, men har helt neglisjerbart bidrag til giftigheten; det er tetra-, penta- og et par av hexa- forbindelsene som gir det meste av giftvirkningen. PCDD-komponentene utgjør bare en liten andel av total konsentrasjon, men bidrar forholdsmessig mer til giftigheten.

Tabell 1. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon og prosentvis bidrag til uvektet sum for ulike dioksin-komponenter i prøvematerialet fra Grenland fra og med 2001. For hver prøvetype er de 6 største bidragene markert med fet skrift og skyggelegging.

	Torske-lever		Ørret-filet		Blåskjell		Krabbesmør, hanner	
	Middel-verdi		Middel-verdi		Middel-verdi		Middel-verdi	
	ng/kg	%	ng/kg	%	ng/kg	%	ng/kg	%
2378-TCDD	28.4	1.2 %	0.35	2.4 %	0.20	0.4 %	6.24	0.5 %
12378-PeCDD	4.6	0.2 %	0.44	3.0 %	0.40	0.8 %	31.35	2.4 %
123478-HxCDD	8.5	0.3 %	0.04	0.3 %	0.22	0.4 %	17.83	1.4 %
123678-HxCDD	45.7	1.9 %	0.14	1.0 %	0.36	0.7 %	30.97	2.4 %
123789-HxCDD	33.3	1.4 %	0.05	0.3 %	0.22	0.4 %	12.38	0.9 %
1234678-HpCDD	21.8	0.9 %	0.20	1.4 %	1.16	2.3 %	21.23	1.6 %
OCDD	10.4	0.4 %	0.9	6.1 %	1.98	3.9 %	10.14	0.8 %
2378-TCDF	182.1	7.4 %	3.07	21.1 %	7.63	14.9 %	149.40	11.4 %
12378/12348-PeCDF	343.7	14.0 %	1.96	13.5 %	3.62	7.1 %	149.40	11.4 %
23478-PeCDF	47.0	1.9 %	2.39	16.5 %	1.82	3.6 %	125.20	9.6 %
123478/123479-HxCDF	710.8	29.1 %	1.12	7.7 %	3.63	7.1 %	279.14	21.4 %
123678-HxCDF	446.7	18.3 %	0.78	5.4 %	2.21	4.3 %	118.8	9.1 %
123789-HxCDF	48.9	2.0 %	0.08	0.5 %	0.78	1.5 %	11.82	0.9 %
234678-HxCDF	81.7	3.3 %	0.14	0.9 %	0.56	1.1 %	52.01	4.0 %
1234678-HpCDF	142.2	5.8 %	0.74	5.1 %	6.19	12.1 %	241.75	18.5 %
1234789-HpCDF	197.8	8.1 %	0.28	1.9 %	2.4	4.8 %	8.82	0.7 %
OCDF	92.8	3.8 %	1.86	12.8 %	17.64	34.5 %	38.95	3.0 %
Sum	2446.5		14.5		51.1		1305.4	

Tabell 2. Oversikt over gjennomsnittlig bidrag fra ulike dioksin-komponenter til toksisitetsekvivalent (TE) som absoluttverdi og prosent av sum TE i prøvematerialet fra Grenland fra og med 2001. For hver prøvetype er de 6 største bidragene markert med fet skrift og skyggelegging.

	TE-faktor	Torske-lever		Ørret-filet		Blåskjell		Krabbesmør, hanner	
		Middelverdi		Middelverdi		Middelverdi		Middelverdi	
		*TE-faktor		*TE-faktor		*TE-faktor		*TE-faktor	
		ng/kg	%	ng/kg	%	ng/kg	%	ng/kg	%
2378-TCDD	1	28.36	12.2 %	0.353	13.4 %	0.203	6.0 %	6.24	3.5 %
12378-PeCDD	1	4.64	2.0 %	0.436	16.5 %	0.400	11.9 %	31.35	17.6 %
123478-HxCDD	0.1	0.85	0.4 %	0.004	0.1 %	0.022	0.7 %	1.78	1.0 %
123678-HxCDD	0.1	4.57	2.0 %	0.014	0.5 %	0.036	1.1 %	3.10	1.7 %
123789-HxCDD	0.1	3.33	1.4 %	0.005	0.2 %	0.022	0.7 %	1.24	0.7 %
1234678-HpCDD	0.01	0.22	0.1 %	0.002	0.1 %	0.012	0.3 %	0.21	0.1 %
OCDD	1E-04	0.001	0.0 %	0.0001	0.0 %	0.0002	0.0 %	0.001	0.0 %
2378-TCDF	0.1	18.21	7.8 %	0.307	11.6 %	0.763	22.7 %	14.94	8.4 %
12378/12348-PeCDF	0.05	17.18	7.4 %	0.098	3.7 %	0.181	5.4 %	7.47	4.2 %
23478-PeCDF	0.5	23.51	10.1 %	1.197	45.4 %	0.910	27.1 %	62.60	35.2 %
123478/123479-HxCDF	0.1	71.08	30.5 %	0.112	4.3 %	0.363	10.8 %	27.91	15.7 %
123678-HxCDF	0.1	44.67	19.2 %	0.078	3.0 %	0.221	6.6 %	11.88	6.7 %
123789-HxCDF	0.1	4.89	2.1 %	0.008	0.3 %	0.078	2.3 %	1.18	0.7 %
234678-HxCDF	0.1	8.17	3.5 %	0.014	0.5 %	0.056	1.7 %	5.20	2.9 %
1234678-HpCDF	0.01	1.42	0.6 %	0.007	0.3 %	0.062	1.8 %	2.42	1.4 %
1234789-HpCDF	0.01	1.98	0.8 %	0.003	0.1 %	0.024	0.7 %	0.09	0.0 %
OCDF	1E-04	0.01	0.0 %	0.0002	0.0 %	0.002	0.1 %	0.004	0.0 %
Sum		233.1		2.6		3.4		177.6	

1.3.2 Non-orto PCB

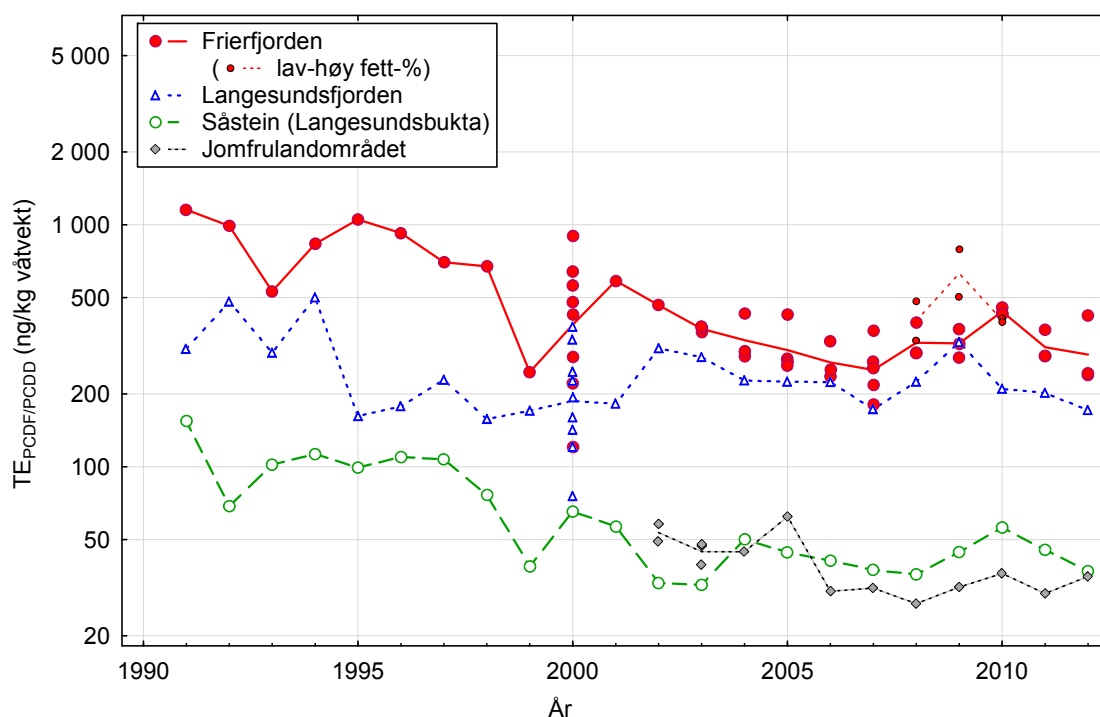
Toksitetsekvivalenten for non-orto PCB ($TE_{n.o.PCB}$) består til 90 % av bidraget fra PCB-126, mens PCB-169 står for det meste av de resterende 10 %. Det er lite problemer med verdier under grenseverdi her. For én prøve fra 2000 er PCB-169 oppgitt som <1, det kan virke som en feil når en ser det i sammenheng med de andre PCN-komponentene, men feilen betyr lite for beregnet $TE_{n.o.PCB}$. Den statistiske analysen baseres derfor på $TE_{n.o.PCB}$, som altså i hovedsak er bestemt av PCB-126.

2. Resultater

2.1 Tidstrender for dioksiner i organismer

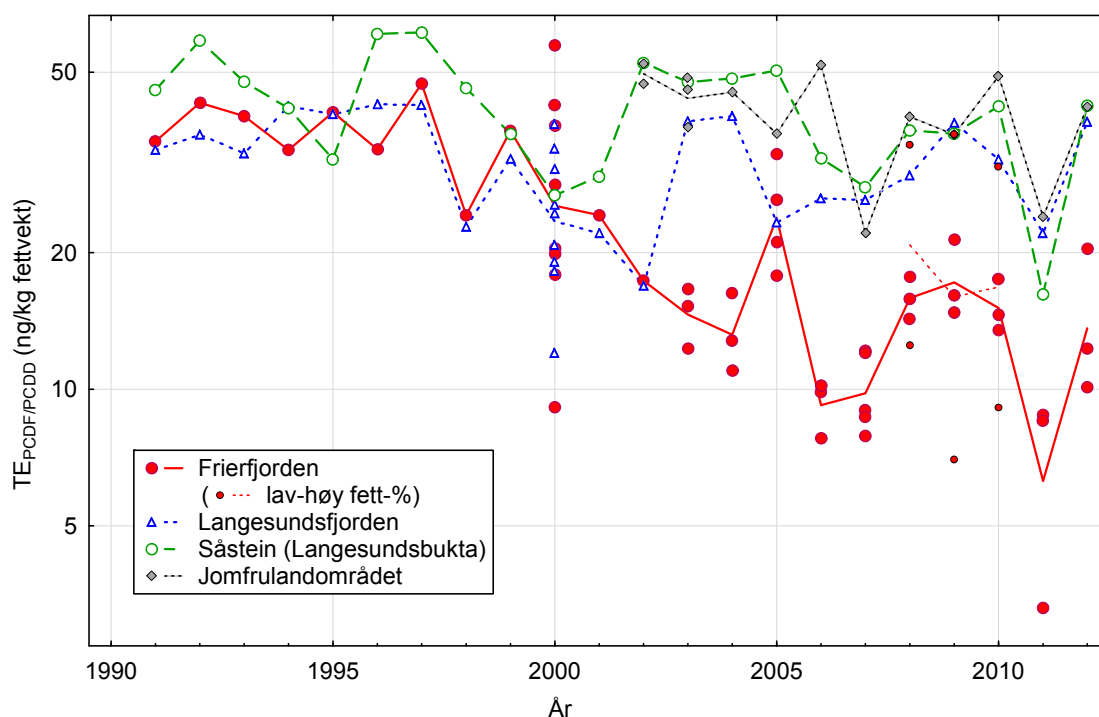
2.1.1 Dioksiner i torsk

Figur 1 viser TE for dioksin i torske-lever på våtvektsbasis fra tidsrommet 1991-2012. Alle data er med, inkludert de spesielle prøvene på utvalg av individer med lav og høy fett-% fra Frierfjorden i årene 2008-2010, som er markert spesielt (se kapittel 1.1.1). Som en må forvente, er spredningen mellom replikatene innenfor år og område større for blandprøvene av 5 fisk fra DIG-prosjektet i 2000 (Berge et al. 2004) enn for overvåkningsprøvene som stort sett er basert på 20 fisk. Gjennomsnittet for DIG-prøvene faller imidlertid ganske godt inn i tidsutviklingen ellers. Figur 2 viser fett-% i de samme prøvene, og når dette brukes til å regne om til konsentrasjon på fettbasis blir resultatet som vist i Figur 3. Alle figurene har logaritmisk vertikal skala, dvs. at samme relativ forskjell gir samme vertikale avstand både for små og høye konsentrasjoner.



Figur 1. Konsentrasjoner av dioksin i torsk-lever på våtvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, vist mot kalenderår. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998) på logaritmisk skala. Der det er replikater, er linjene trukket mellom aritmetiske gjennomsnitt på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala. Blandprøver av individer valgt ut med sikte på lav og høy fett-% fra Frierfjorden 2008-2010 er skilt ut.

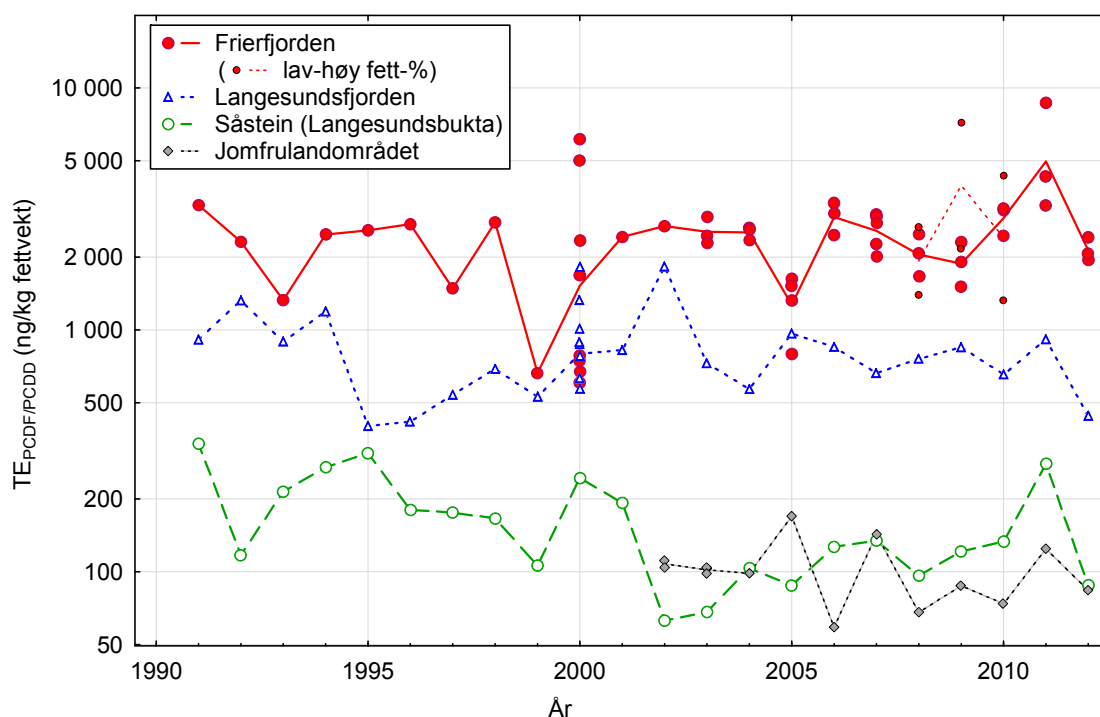
Den forrige statistiske analysen med data fram til 2006 (Berge et al. 2007) konkluderte med at dioksin-nivåene på våtvektsbasis i torsk-lever ble tydelig redusert over en kort periode på 2-3 år ved utslipps-reduksjonen i 1990. Selv om beregnet reduksjon i Frierfjorden var basert på noen få prøver av enkeltfisk fra 1987 med stor spredning i nivåene, ble nedgangen bekreftet av data for andre arter. For tidsrommet 1991-2006 var tidsutviklingen i Frierfjorden helt forskjellig avhengig av om en betrakter konsentrasjoner på våtvektsbasis eller fettbasis. Bortsett fra avvikende lave verdier i 1993 og 1999 var det en noenlunde jevn gradvis nedgang på våtvektsbasis (Figur 1) i prøvene fra Frierfjorden. Reduksjonsraten for TE på våtvektsbasis ble estimert til ca. 8 % pr. år for perioden 1991-2003, og estimatet for 2001-2006 var ikke signifikant forskjellig fra dette, med et 95 % konfidensnivå fra 7 til 20 % pr. år. Samtidig avtok fett-% i prøvene fra Frierfjorden over tid (Figur 2), og omregnet på fettbasis viste konsentrasjonene ingen videre reduksjon etter 1991 (Figur 3). En nærmere analyse basert på data fram til 2006 ga ikke noe svar på om det er konsentrasjoner på våtvektsbasis eller fettbasis som gir det riktige bildet av utviklingen i ytre miljøkvalitet. Ulike trekk ved datamaterialet pekte i forskjellig retning, og det var et åpent spørsmål om det hadde skjedd en gradvis reell forbedring i Frierfjorden etter 1991.



Figur 2. Utvikling i fett-% i torsk-lever fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Fett-% er vist på en logaritmisk skala. Der det er replikater, er linjene trukket mellom aritmetiske gjennomsnitt på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala. Blandprøver av individer valgt ut med sikte på lav og høy fett-% fra Frierfjorden 2008-2010 er skilt ut.

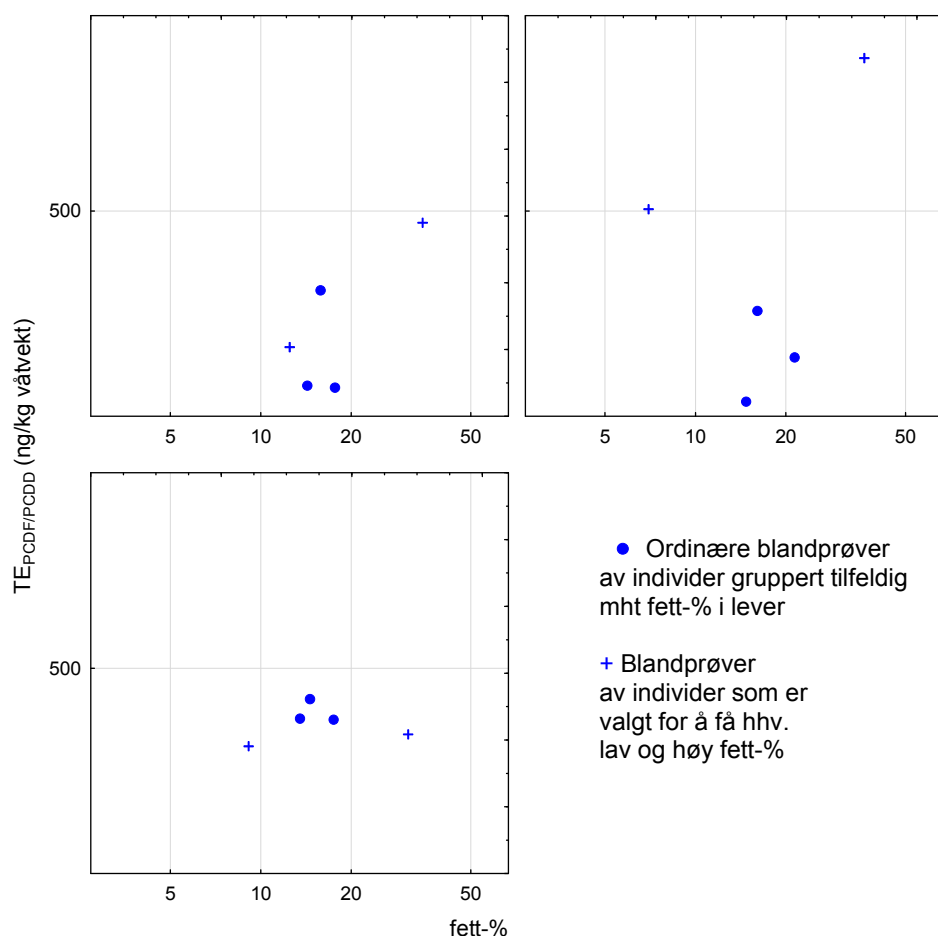
Med dataserien forlenget til 2012 viser det seg at det ikke er noen ytterligere reduksjon i TE-verdiene etter 2006 for noen av områdene på våtvektsbasis (Figur 1). For perioden 2003-2012 er utviklingen i våtvektbasert TE preget av fluktuasjoner av noen få års varighet, som for et kortere tidsrom vil kunne arte seg som en trend. Figur 2 viser at den relative forskjellen i fett-% mellom Frierfjorden og de andre områdene som oppsto fra 2000 til 2006 er opprettholdt de senere år, men med svingninger i fett-% som i stor grad er parallelle for de forskjellige områdene, og som ikke gjenspeiles i våtvektbaserte TE-verdier. Prøvene fra Frierfjorden har høye verdier for fett-% i 2005 og lave i 2006, 2007 og 2011, men TE-verdiene for dioksiner på våtvektsbasis i Figur 1 viser ikke tilsvarende svingninger. Det samme ses for de andre områdene; lav fett-% ved Jomfruland i 2007 og i alle tre områdene i 2012 gjenspeiles ikke i tilsvarende reduserte våtvektbaserte TE-verdier for dioksin.

Utviklingen etter 2006 svekker derfor inntrykket av en generell sammenheng mellom fett-% og dioksin-innhold i torsk-lever som skulle forklare variasjonen fra år til år. Figur 1 og Figur 3 har like store variasjonsområder på log-skala (samme forhold mellom maks. og min. konsentrasjon på aksene), dvs. at samme relative forskjell gir like stort vertikalt utslag i begge figurene. For alle de fire geografiske områdene ser det ut til at fluktuasjoner fra år til år er større for konsentrasjon på fettbasis enn på våtvektsbasis. Det er spesielt tydelig for de siste tre årene, hvor Figur 1 viser en jevn utvikling, eller ganske konstante verdier (Jomfruland), mens konsentrasjonene i Figur 3 svinger opp og ned, motsatt vei av svingningen i fett-%. For siste tiår ser det alt i alt ut til at våtvektskonsentrasjoner gir den mest stabile tidsutviklingen.



Figur 3. Konsentrasjoner av dioksin i torsk-lever på fettvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, vist mot kalenderår. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998) på logaritmisk skala. Der det er replikater, er linjene trukket mellom aritmetiske gjennomsnitt på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala. Blandprøver av individer valgt ut med sikte på lav og høy fett-% fra Frierfjorden 2008-2010 er skilt ut.

Prøvene fra Frierfjorden i 2008-2010 med individer som ble valgt ut for å få hhv. lav og høy fett-% (B-prøvene) gir heller ikke noen bekreftelse på en sammenheng mellom TE på våtvektsbasis og fett-%, når en ser dem i sammenheng med de vanlige replikatprøvene. Figur 4 viser at en har oppnådd det som var målet; å få én prøve med lav og én med høy fett-% sammenlignet med de tre standardprøvene. Det gjenspeiles ikke i særlig grad av TE-verdiene. Prøven med høy fett-% har riktignok også høyest TE-verdi i 2008 og 2009, men prøven med lav fett-% fra 2008 har ikke lav TE-verdi på våtvektsbasis, og faktisk høyere TE enn alle de tre A-prøvene i 2009. I 2010 hadde alle prøvene omtrent samme TE-verdi, selv om det var store variasjoner i fett-%. Siden B-prøvene var basert på underutvalg på tvers av A-prøvene, indikerer resultatet fra 2009 at det var store individuelle variasjoner i TE-verdi uavhengig av fett-%, med så høy TE i noen av de utvalgte individene med lite fett at det slår kraftig ut i blandprøven.

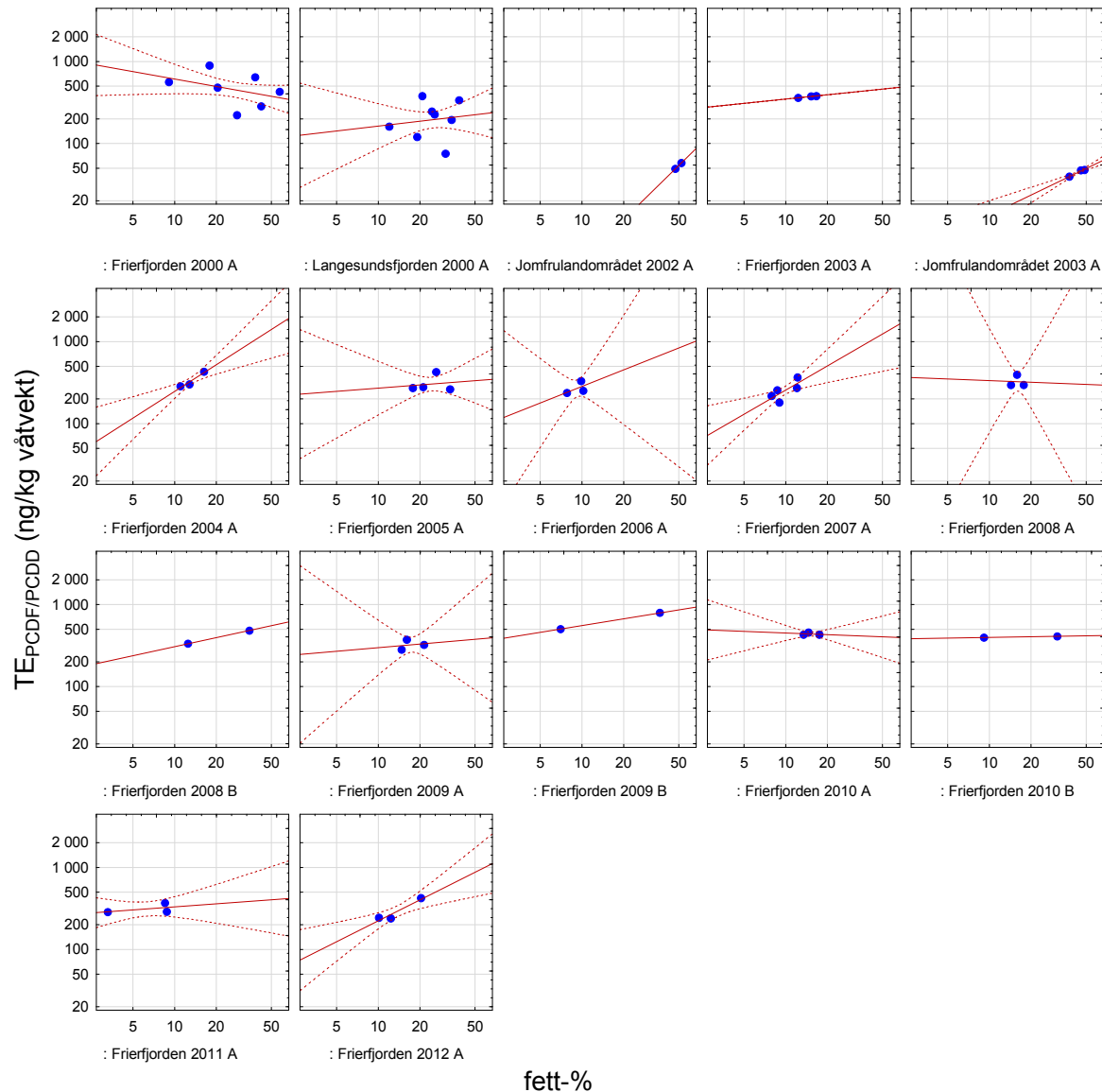


Figur 4. Sammenheng mellom dioksin-konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% i replikate prøvesett av torskelever fra Frierfjorden 2008-2010. Dioksinkonsentrasjoner er vist som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998). Begge aksene har logaritmisk skala. A- prøver, (individer valgt ut uten hensyn til fett-innhold) og B-prøver (valgt ut for lav hhv. høy fett-%) er vist med ulike symboler.

TE for dioksiner er altså mest stabile mht. variasjoner fra år til år når de presenteres på våtvektsbasis, og det er lite sammenheng med variasjoner i fett-%. Det utelukker likevel ikke at det er en viss statistisk tendens til sammenheng mellom TE på våtvekt og fett-% innenfor område og år. Figur 5 viser TE på våtvektsbasis mot fett-% for alle tilgjengelige sett av replikate prøver fra samme år og område, med ett plott for hvert sett av replikate prøver. Her er A- og B-prøver skilt fra hverandre; plott merket A er vanlige blandprøver av individer som er gruppert uten hensyn til fett-%, mens plott merket B er blandprøvene som av individer som er valgt ut for å gi hhv. lav og høy fett-% (Frierfjorden 2008-2010).

Figuren viser også dobbelt-logaritmisk regresjon med 70 % konfidensbånd, uavhengig bestemt for hvert plott. Av 17 ulike replikate datasett er det 14 som gir en positiv korrelasjon mellom fett-% og TE i dobbelt-logaritmisk regresjon. Selv om de fleste av disse regresjonene ikke er signifikante isolert sett, er overvekten av positive sammenhenger klart signifikant. Sannsynligheten er bare 1.3 % for at 14 eller flere av 17 uavhengige regresjoner skal gå samme vei ved en ren tilfeldighet dersom det ikke er noen sammenheng, slik at beregnet positiv og negativ korrelasjon er like sannsynlige. Resultatet i Figur 5 med overveiende positive sammenhenger er altså signifikant med p-verdi 0.013. I denne sammenhengen kan også regresjonene for B-prøvene brukes, selv om de bare er basert på to verdier, og derfor ikke kan signifikant testes hver for seg. Riktig nok er de individene som inngår i B-prøvene fra Frierfjorden 2008-2010 valgt ut fra de individene som inngår i A-prøvene, slik at disse datasettene ikke er helt uavhengige, men om vi ser bort fra B-prøvene blir det likevel 11 av 14 med positiv sammenheng, som på tilsvarende

måte som ovenfor gir en p-verden på 0.057, altså fortsatt en ganske sterk indikasjon på en sammenheng. Hvis vi bruker de replikatsettene som burde være mest egnet til å teste sammenheng med fett-%, og ser bort fra A-prøvene for Frierfjorden 2008-2010, viser 13 av 14 datasett positiv sammenheng, og p-verdien for dette er bare 0.002.



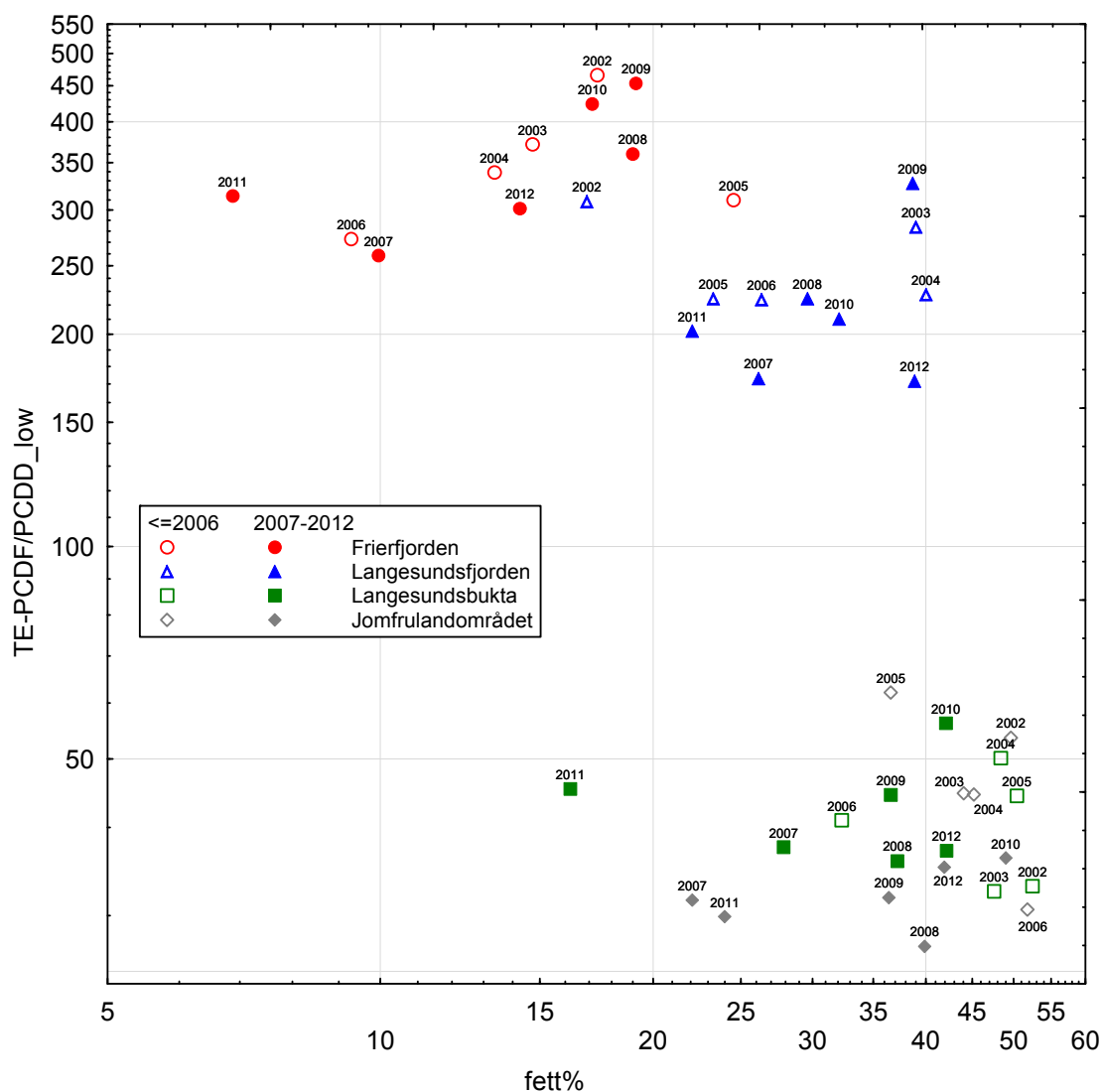
Figur 5. Sammenheng mellom dioksin-konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% i alle replikate prøvesett av torske-lever fra samme delområde og år. Dioksinkonsentrasjoner er vist som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998). Begge aksene har logaritmisk skala. For Frierfjorden 2008-2010 er det separate plott for A-prøver (individer valgt ut uten hensyn til fett-innhold) og B-prøver (valgt ut for lav hhv. høy fett-%). Innregnede linjer viser dobbellogaritmisk regresjon (med 70 % konfidensbånd der det er mer enn to datapunkter).

Figur 5 gir altså en sterk indikasjon på at det er en statistisk tendens til at lever med høyt fett-innhold også har høyere TE på våtvektsbasis når en ser på forskjeller innenfor år og område, men det ser ikke ut til å være noen sterk og konsistent sammenheng. I 2006-rapporten, med data fra 2002-2006, ble det funnet en signifikant positiv korrelasjon med fett-% i en modell med område og år som faktorer som

inkluderte interaksjonsledd område*år, og hadde $\ln(\text{fett-}\%)$ og $\ln(\text{lengde})$ som regresjonsvariable for forskjeller mellom prøver innenfor år og område.

Med data for perioden 2002-2012 er det nå gjort en ny analyse, med litt ulike modellformuleringer. Resultatene fra alle områdene er benyttet. Hvis kombinasjonen av område, år og prøvesett (A eller B) brukes som kategorisk faktor, og $\ln(\text{fett-}\%)$ sammen med $\ln(\text{lengde})$ brukes som regresjonsvariable, blir resultatet en signifikant tendens ($p=0.012$) til at TE-verdiene øker proporsjonalt med fett-% opphøyd i en eksponent 0.285. Med $\ln(\text{Vekt})$ i stedet for $\ln(\text{Lengde})$ blir eksponenten 0.267, med $p=0.021$. Standardfeilen for eksponenten er ca. 0.11, så den er ikke presist bestemt, men ligger mest sannsynlig mellom 0.15 og 0.45. Resultatet tilsier at det er en statistisk tendens til samvariasjon mellom fett-% og TE-verdi i et sett av parallelle prøver fra samme tid og sted, men i denne analysen er A- og B-prøvene fra Frierfjorden 2008-2010 betraktet som ulike sett av parallelle prøver. Hvis vi slår sammen A- og B-prøvene for hvert år og betrakter dem som uavhengige paralleller, blir resultatet ikke lenger særlig statistisk signifikant; da er estimatet for eksponenten 0.21 med standardfeil 0.13 og $p=0.12$. At det blir dårligere signifikans, skyldes at residualvariasjonen blir større. Hvis vi ser bort fra B-prøvene, og bare regner med de ordinære A-prøvene for Frierfjorden 2008-2010, blir resultatet en signifikant eksponent ca. 0.4, altså noe sterkere sammenheng mellom fett-% og TE for dioksin. Ingen av disse modellene gir signifikant sammenheng med gjennomsnittlig individstørrelse ($\ln(\text{Vekt})$ eller $\ln(\text{Lengde})$).

Modellene bekrefter altså at det er en viss sammenheng med fett-% i forskjellen mellom prøver fra samme område og år. Det betyr imidlertid ikke at det er noen god sammenheng mellom fett-% og konsentrasjon når det gjelder variasjoner fra år til år. Korreksjon for sammenhengen med fett-% gir i stedet litt større fluktuasjoner i gjennomsnittet fra år til år enn for våtvektsbasis, på samme måte som ved omregning til konsentrasjon på fett-basis (dvs. med antatt regresjonskoeffisient 1.0 mellom $\ln(\text{våttvektskonsentrasjon})$ og $\ln(\text{fett-}\%)$).

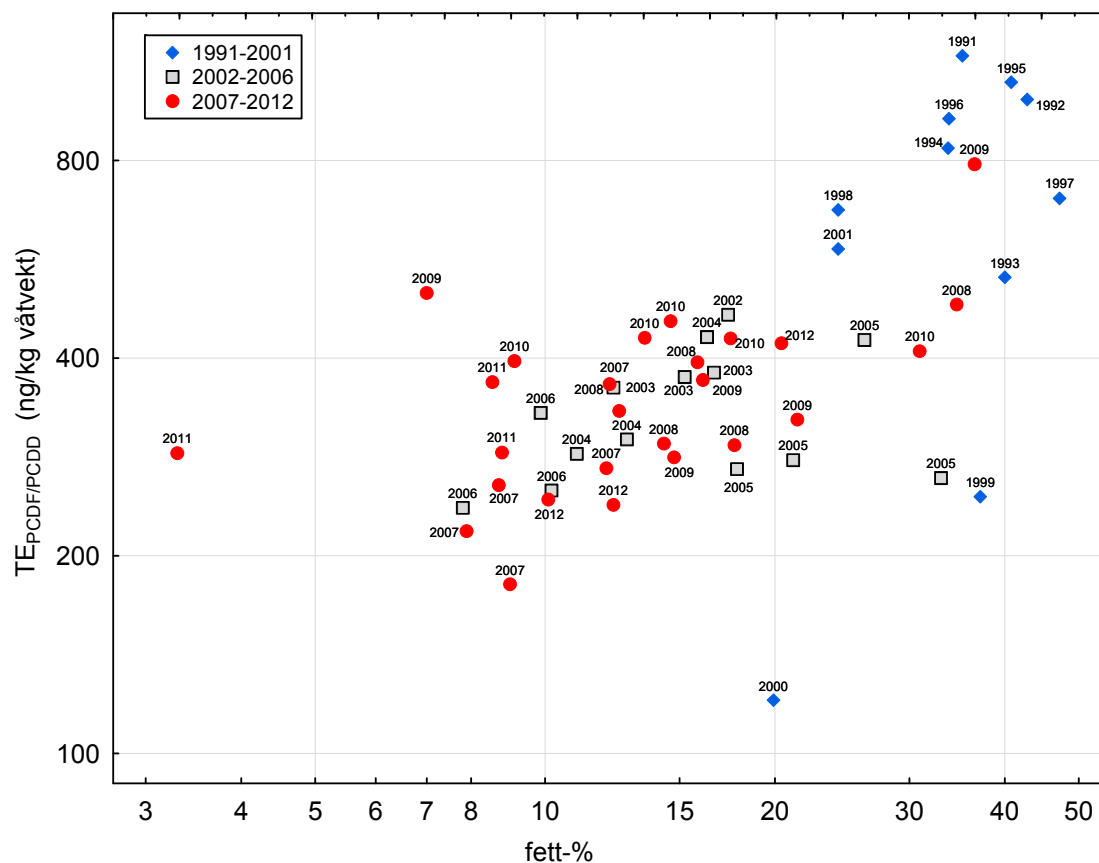


Figur 6. Sammenheng mellom dioksin-konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% i torske-lever fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland fra og med 2002. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998). Begge aksene har logaritmisk skala. Der det finnes replikate prøver er det geometrisk middelverdi som er vist..

Figur 6 viser data fra 2002-2012, med ulike markører for områder og periode (2002-2006 og 2007-2012). For Frierfjorden kan det se ut til å være en viss sammenheng mellom TE og fett-%, hvis en ser bort fra én avvikere i hver tidsperiode (2005 og 2011), men det er for få punkter til å plukke ut sikkert hvilke år som er avvikere, og hvilke som er typiske for en trend. For de andre områdene er det lite sammenheng mellom TE og fett-%: i Langesundsfjorden forekommer både høyeste og laveste TE ved høy fett-%, mens det for andre prøver er stor variasjon i fett-% uten særlig variasjon i TE. For Langesundsbukta ligger prøven med lavest fett-% i de to periodene omtrent midt på treet i TE-verdi. Jomfrulandområdet viser redusert TE med økende fett-% for 2002-2006, og ingen sammenheng for 2007-2012. Det er altså et sprikende bilde av sammenhengen mellom fett-% og TE mht. variasjonen over tid.

Figur 7 viser sammenheng mellom dioksinkonsentrasjon og fett-% for alle enkeltprøver fra den ordinære overvåkingen av Frierfjorden fra og med 1991. Her er alle prøvene med, også B-prøvene fra 2008 - 2010 med hhv. lav og høy fett-%. De fleste verdiene ligger langs et bånd med nær proporsjonalitet mellom TE og fett-%, hvor TE for gitt fett-% varierer innenfor en faktor 2. Bare 5

punkter ligger klart utenfor et slikt bånd. Figuren kan gi visuelt inntrykk av en sammenheng, men i hovedsak er det en følge av reduksjon over tid i både fett-% og TE-verdier. Data fra 1991-2001 ligger stort sett til høyre og ovenfor de senere verdiene. Punktene fra 2002-2006 og 2007-2012 er i stor grad overlappende, med omtrent samme variasjonsområde både i fett-% og i TE-verdier, uten noen klar forskjell mellom de to periodene, hverken på våtvektsbasis eller fett-basis.



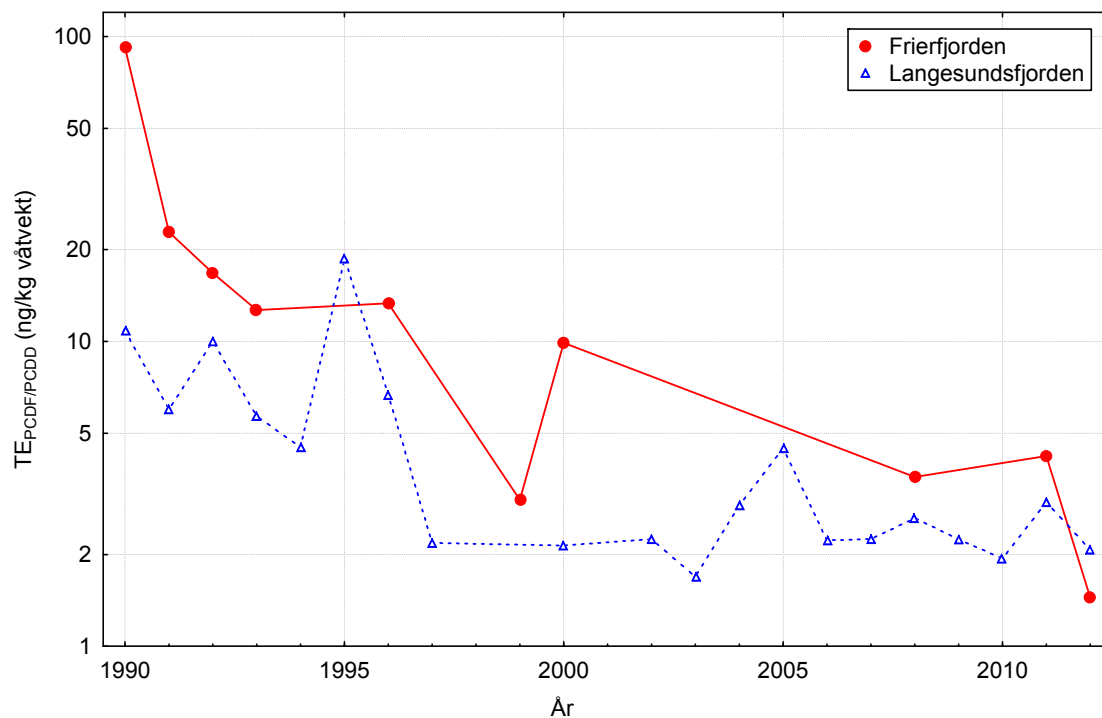
Figur 7. Sammenheng mellom dioksin-konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% i torsk-lever fra Frierfjorden 1991-2012. Årstall er vist for hvert symbol. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998). Både konsentrasjon og fett-% er vist på logaritmisk skala. Bare ordinære blandprøver med minst 10 torsk er tatt med (de fleste med ca. 20 torsk).

Hovedkonklusjonen er at inntrykket nå er svekket av at TE for dioksin i torsk-lever viser en funksjonell sammenheng med fett-%, og at det ikke kan påvises noen langtidstrend for TE-nivåene fra 2002 til 2012 på noen av stasjonene. Det har heller ikke skjedd noen utjevning av geografiske gradienter i løpet av de siste 10 årene.

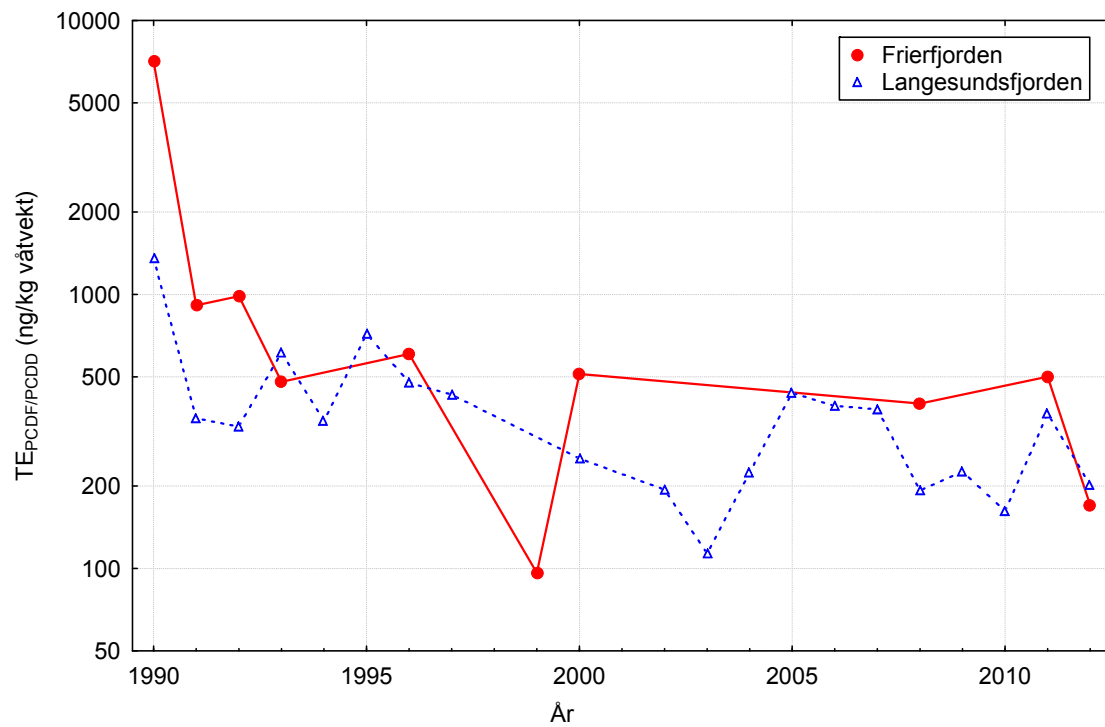
2.1.2 Dioksiner i sjørret

Utviklingen i dioksinkonsentrasjoner på våtvektsbasis og fettvektsbasis fra 1990 til 2012 er vist i Figur 8 og Figur 9, og utviklingen av fett-% er vist i Figur 10.

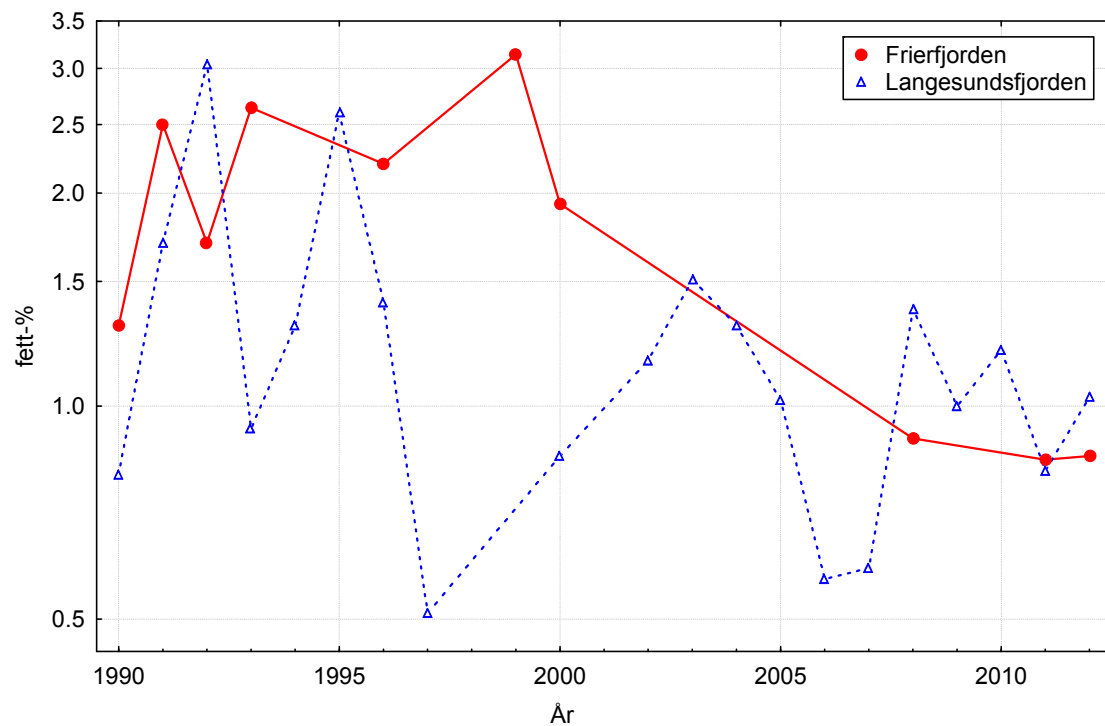
Ørret-fangstene er ikke tatt på samme tid av året gjennom hele serien. Fra 1990-2000 ble de tatt om våren (mars-mai), i 2002 i september, 2003 i oktober, og fra og med 2004 i november. Det kan ikke ses å ha fått noen stor betydning for nivåene.



Figur 8. Konsentrasjoner av dioksin på våtvektsbasis i prøver av sjørret-filet fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala.



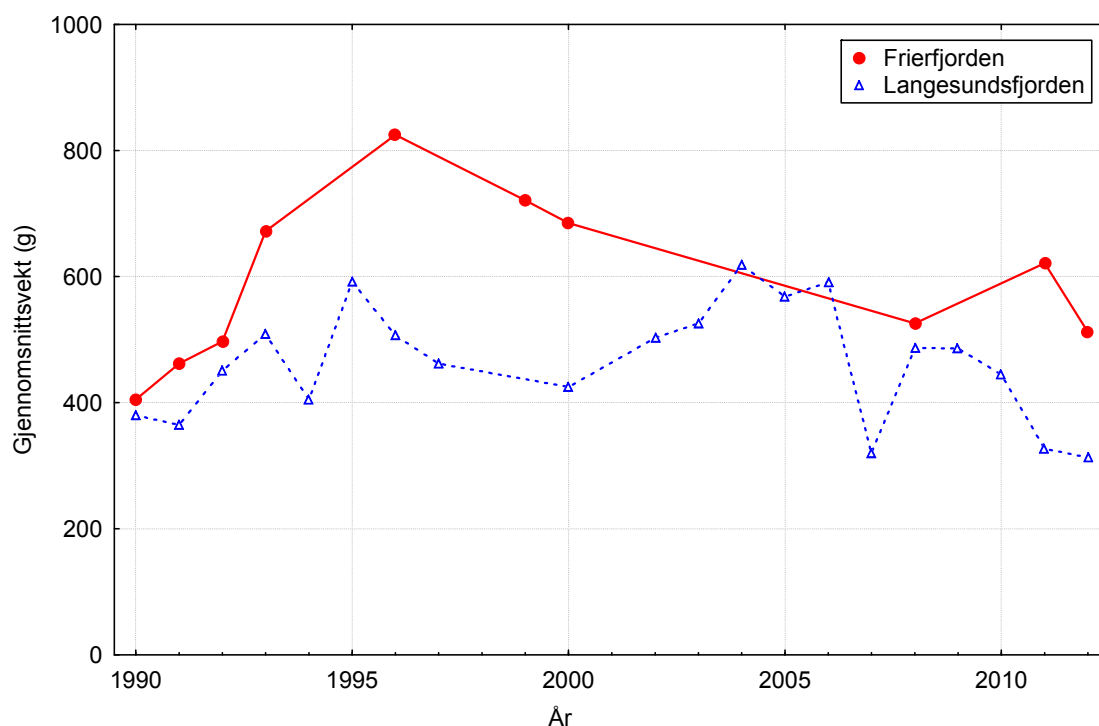
Figur 9. Konsentrasjoner av dioksin på fettvektsbasis i prøver av sjørret-filet fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala.



Figur 10. Fettinnhold i prøver av sjørret-filet fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. Fett-% er vist på logaritmisk skala.

For Langesundsfjorden er TE-verdiene fra 1990-1996 konsekvent høyere enn verdiene fra 1997-2012 sett på våtvektsbasis. Etter 1997 har det ikke skjedd noen videre nedgang; verdiene ligger i denne perioden ganske stabilt rundt 2 ng/kg våtvekt, uten noen videre tidsutvikling. Prøven fra Langesundsfjorden i 2005 skiller seg ut. TE-verdien på 4,46 ng/kg våtvekt er riktignok ikke så mye høyere enn de andre prøvene fra 1997-2012, som hadde TE-verdier fra 1,72 til 2,97 ng/kg våtvekt. Sammensetning av dioksin-kongenerene i 2005-prøven var imidlertid helt annerledes, med mye mer av de høyklorerte komponentene, både som konsentrasjon og som andel av total sum PCDF: Konsentrasjonen av OCDF var 70 ganger høyere enn gjennomsnittet av de andre prøvene, og utgjorde mer enn 40 % av total konsentrasjon av PCDF mot 1-5 % i de andre prøvene. Konsentrasjonene av 1234678-HpCDF og 1234789-HpCDF var 30 ganger høyere enn gjennomsnittet for de andre prøvene. De mer giftige lavklorerte forbindelsene var det derimot ikke så mye mer av enn i de andre prøvene. Tilsvarende avvik finnes for PCDD, men i mindre grad. Totalt inneholder prøven fra 2005 ca. 50 ganger mer dioksin på våtvektsbasis enn gjennomsnittet for de andre prøvene fra 1997-2012. Det slår ikke så mye ut på TE-verdien, fordi det er konsentrert til de lite giftige høyklorerte komponentene, men 2005-prøven er likevel noe avvikende i Figur 8. Siden 2005-prøven er så klart avvikende i total mengde og sammensetning av dioksin, kan det være rimelig å se bort fra den ved vurdering av tidsutviklingen i tidsrommet 1997-2012. Ser vi bort fra 2005-prøven, har sjørret fra Langesundsfjorden svært stabile konsentrasjoner på våtvektsbasis i tidsrommet 1997-2012, og det er uansett ingen tegn til systematisk nedgang over tid. Det peker i retning av at det ikke er noen sammenheng mellom fett-% og TE på våtvektsbasis når det gjelder fluktuasjonene fra år til år. Det samme gjelder summen av dioksin-komponenter.

TE-verdier fra Frierfjorden i mai 1990 (rett før en vesentlig utslippsreduksjon) ligger høyere enn alle senere verdier fra samme stasjon, enten en ser det på våtvektsbasis eller fettvektsbasis. Bortsett fra en avvikende lav verdi i 1999 gir tidsserien fra Frierfjorden et visuelt inntrykk av en gradvis nedgang i våtvektbasert TE i hele perioden. Samtidig har også fett-% i fileten gått ned i Frierfjorden. På fettvektsbasis har nivåene i Frierfjorden ligget mer eller mindre stabilt siden 1993, bortsett fra avviket i 1999 og en nedgang i 2012, riktignok ikke så lavt som i 1999. For den generelle langtidstrenden kan det derfor se ut som TE henger sammen med fett-%, men det kan være at det bare er en samtidig endring i både dioksineksponering og fett-% over tid uten noen funksjonell sammenheng. Den avvikende lave verdien i våtvektbasert TE i Frierfjorden i 1999 faller sammen med spesielt høy fett-%, og i 2012 er TE-verdien redusert med en faktor 3 sammenlignet med 2008 og 2011, mens fett-% er omtrent lik i alle de tre prøvene. Det manglende samsvaret i fluktuasjoner mellom år tyder ikke på at det er noen enkel biologisk sammenheng mellom TE-verdi og fett-%.

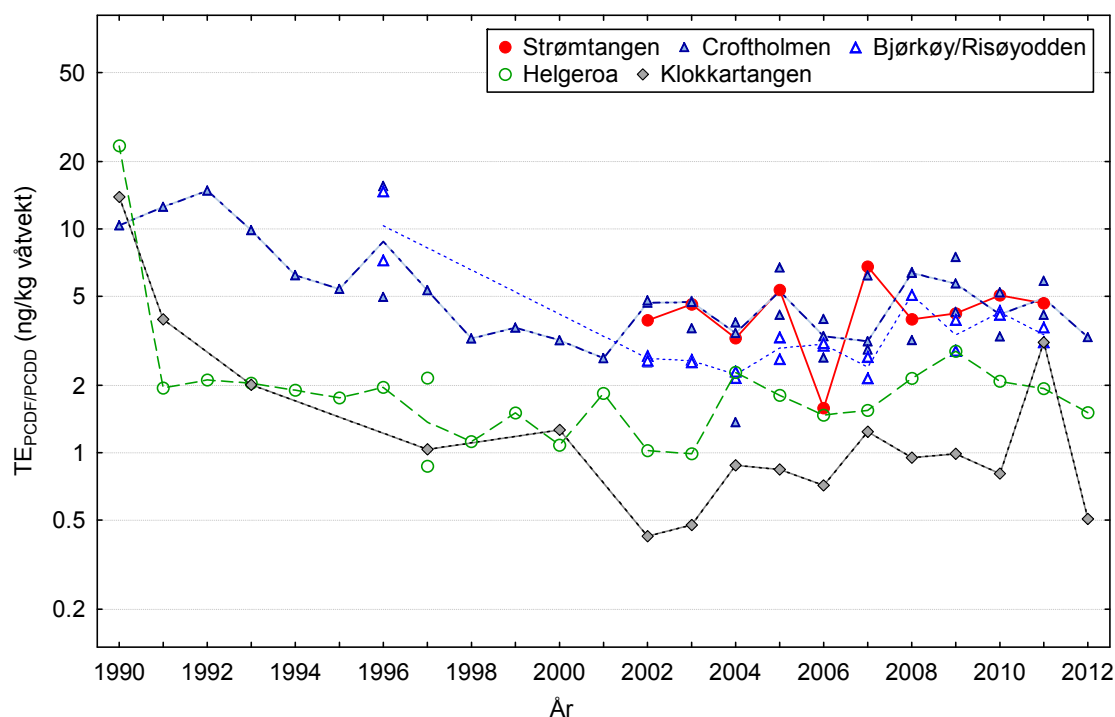


Figur 11. Gjennomsnittlig vekt for individer av sjørøret som inngår i filet-prøvene fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid.

Data gir altså et litt sammensatt bilde; fra Langesundsfjorden, hvor det er mest data, ser det ut til at våtvektbaserte verdier er det mest stabile målet for utvikling over tid, mens de mye mer sparsomme data fra Frierfjorden indikerer at det kan være en sammenheng med fett-innhold i generell utvikling overlang tid, mens det ikke er tegn til slik sammenheng mht. fluktuasjoner over kortere tid. Data fra Langesundsfjorden gir et bilde av stabile dioksin-nivåer uten systematisk nedgang over tid, mens datasettet fra Frierfjorden er for sparsomt til å gi grunnlag for konklusjoner om tidstrend etter år 2000.

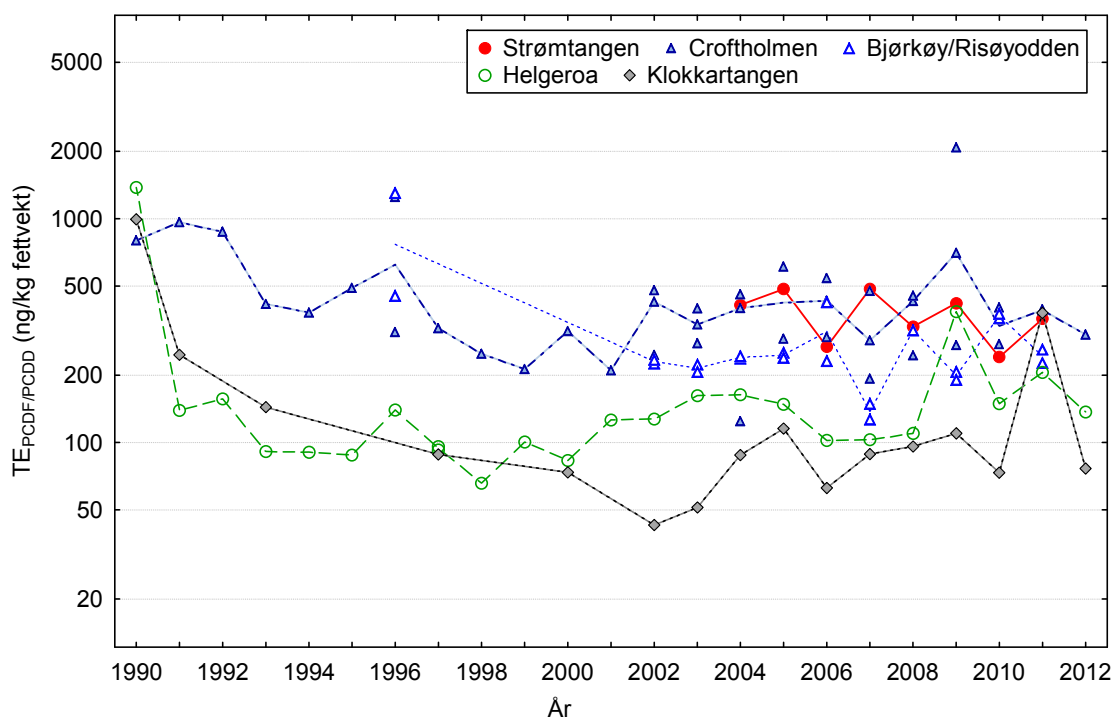
2.1.3 Dioksiner i blåskjell

Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell på våtvektsbasis viser ingen langtids-reduksjon på noen av stasjonene i perioden 1997-2012, hverken på våtvektsbasis (Figur 12) eller fettbasis (Figur 13). På Croftholmen har konsentrasjonene variert rundt 3-7 ng/kg våtvekt siden 1997 med svingninger opp og ned av 3-5 års varighet. Strømtangen og Bjørkøy/Risodden har omtrent samme konsentrasjonsnivå, men varierer ikke i særlig grad i takt med Croftholmen. Samme type variasjon ses på Helgeroa og ved Klockartangen, men med lavere nivåer enn på de indre stasjonene. På disse to stasjonene gir kurvene et inntrykk av økende tendens fra 2002 til 2009 både på våtvektsbasis og på fettbasis. Den høye verdien på Klockartangen for 2011 er klart avvikende verdi i forhold til trenden ellers; dette avviket gjelder alle komponentene. Med unntak av dette avviket viser alle stasjonene en tendens til nedgang de siste 4 årene, men i lys av fluktuasjonene tidligere i serien kan det bare være en midlertidig nedgang.

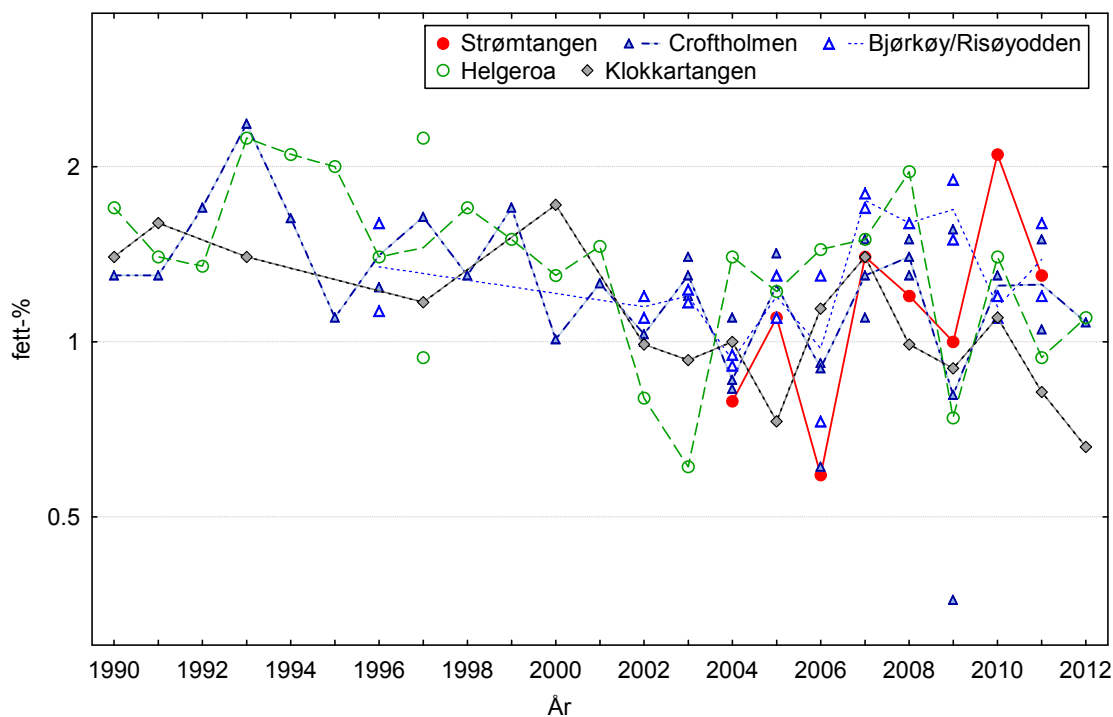


Figur 12. Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell fra Grenlandsområdet på våtvektsbasis som funksjon av tid. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom medianverdier der det er flere prøver fra samme stasjon og år.

Fettinnholdet i blåskjellprøvene viste en nedadgående tendens fram til 2005-2006, men har siden til dels økt igjen og dessuten svingt ganske mye opp og ned, delvis med tendens til koblet variasjon på flere stasjoner (Figur 14).



Figur 13. Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell på fettvektsbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom medianverdier der det er flere prøver fra samme stasjon og år.



Figur 14. Fettinnhold i blåskjell fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Fett-% er vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom medianverdier der det er flere prøver fra samme stasjon og år.

For å se om det er tegn til at variasjonene i dioksinkonsentrasjoner kan kobles til variasjon i fettinnhold, er det gjort to ulike analyser på data fra siste 10-årsperiode 2002 til 2012:

- En kovariansanalyse bare på de data hvor det er flere replikater pr. år og stasjon, med kombinasjon av Stasjon og år som kategorisk faktor og $\ln(\text{fett}\%)$ som kovariat. Denne analysen gir ingen signifikant sammenheng med fett-%. Det er altså ikke tegn til noen kobling mellom fettinnhold og dioksinkonsentrasjoner på våtvekt for skjell fra samme tid og sted.
- En kovariansanalyse av logtransformerte dioksinkonsentrasjoner på våtvektsbasis med stasjon som faktor og år og $\ln(\text{fett}\%)$ som kovariater. Bare de stasjonene som har data fra alle årene er med, dvs. at Strømtangen og Steinholmen ekskluderes. I utgangspunktet analyseres en modell med tilpasning av uavhengig (loglineær) tidstrend for hver stasjon, altså med interaksjon år*stasjon. Analysen gir en signifikant midlere økning over tid, men ingen signifikante forskjeller mellom stasjoner, hverken i middelerverdi eller tidstrend, og heller ikke signifikant sammenheng med fett-%. En forenklet modell, uten $\ln(\text{fett}\%)$ som kovariat, og med estimering av felles tidstrend over stasjonene, gir både en økning over tid (estimat med standardfeil er 4.9 ± 1.37 % pr. år, signifikant med $p=0.0007$), og en signifikant forskjell i gjennomsnitt mellom stasjoner. Hvis vi ser på bare Croftholmen og Bjørkøya, dvs. de to innerste stasjonene som har data fra hele perioden, og som ligger omtrent på samme nivåer, blir estimert økning over tid noe mer usikker; for konsentrasjoner på våtvektsbasis 3.8 ± 1.5 % pr. år ($p=0.016$).

Ut fra analysen her kan det virke som det ikke er noen grunn til å normalisere konsentrasjoner ut fra fett-%. Konsentrasjoner på våtvektsbasis viser relativt tegn til økning gjennom den siste 10-års perioden, altså etter at utslippene ble stoppet.

2.1.4 Dioksiner i krabbe

Ved forrige detaljerte analyse av tidsutviklingen i 2006-rapporten ble det ikke funnet signifikant endring av TE-verdier over tid for perioden 2001-2006 på våtvektsbasis, og det var ingen klare tegn til sammenheng mellom innhold av med fett-innhold. Med dataseriene fra Bjørkøya og Jomfruland forlenget til 2012 og med data også fra Frierfjorden* for 2008-2012 er det enda klarere enn før at det ikke er sammenheng mellom variasjon over tid i dioksin-nivåer og fett-innhold, og det er heller ingen tegn til nedgang etter 2006, heller ikke sammenlignet med årene før. Ser en på hele dataserien fra 1987 til 2012 er det likevel noen tegn til systematiske forskjeller mellom ulike perioder.

Figur 15 viser TE for dioksin i smør fra hannkrabber på våtvekt-basis, og i Figur 16 er de omregnet til fettbasis ut fra de fett-prosentene som er vist i Figur 17. Fettinnhold i krabbesmør fra hanner fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Fett-% er vist på logaritmisk skala. Replikate prøver ble tatt fra Arøya 1988 og 1991 og Såstein 1991; linjene er her trukket gjennom geometrisk middel (aritmetisk middel av log-transformerte verdier). Figur 17.

TE-verdiene fra Frierfjorden er klart lavere i årene 2008-2012 enn i årene 1987- 2000, både på våtvekt- og fettvekt-basis. Alle de 5 verdiene fra og med 2008 er konsekvent lavere enn alle de 12 verdiene fra 1987-2000. Sannsynligheten er bare 0.032% [†] for en slik konsekvent forskjell i resultat den ene eller andre veien dersom det ikke var noen reell forskjell mellom de to periodene. En eventuell videre endring i løpet av 2008-2012 kan ikke påvises med de fluktasjoner en har fra år til år.

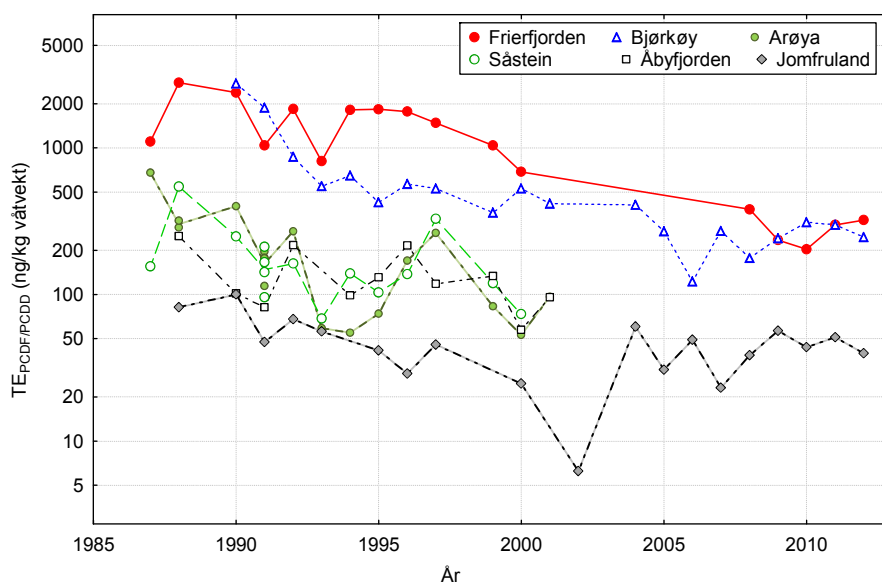
TE-verdiene i krabbe fra Bjørkøy gir et visuelt inntrykk av en svak nedgang på våtvektsbasis og en svak økning på fettbasis for perioden 1993 til 2004, men dette er ikke statistisk signifikant, selv når denne

* Frierfjorden var spesifisert som stasjon Ringsholmen i forrige tidstrendanalyse

† Sannsynligheten beregnes som $2 \frac{12! \cdot 5!}{17!}$

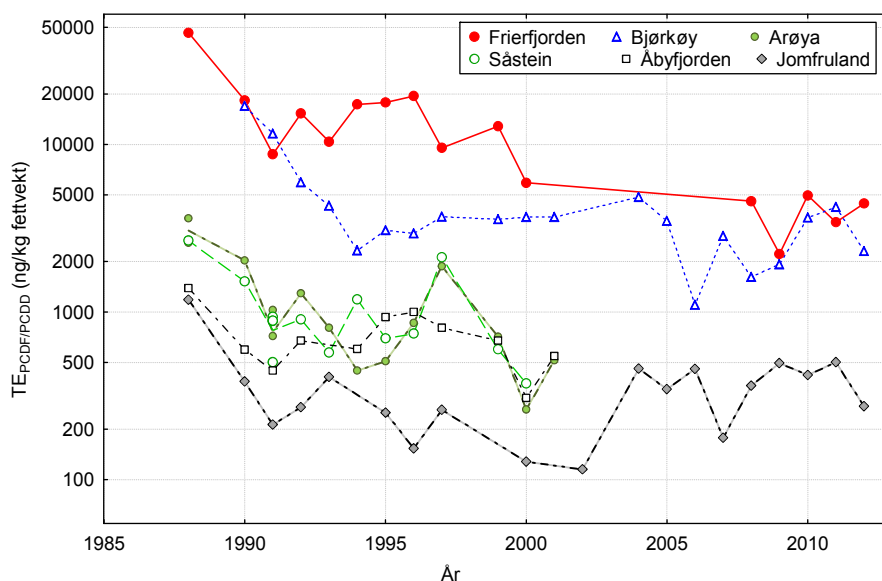
delen av dataseriene analyseres isolert. Økningen i fettbasert TE fra 1994 til 2004 er signifikant ved samme type analyse, men da er delserien valgt ut på basis av det visuelle inntrykket, og det er derfor ikke gyldig som objektiv indikasjon på at det er noe annet enn en tilfeldig men påfallende sekvens av verdier. Den markerte nedgangen i 2005-2006 som ble bemerket i forrige trendanalyse i 2006-rapporten viser seg i sammenheng med senere data som en kortvarig, uregelmessig fluktusjon, og ikke begynnelsen på en trend. Etter 2006 har TE-verdiene heller økt enn avtatt over tid. På våtvekt-basis er TE-verdiene fra og med 2005 konsekvent lavere enn fram til og med 2004, men på fettbasis er variasjonsområdet for 2005-2012 overlappende med variasjonsområdet for 1993-2004. Log-lineære regresjoner over de 7 siste årene estimerer økning på hhv. 10 og 14 % pr. år for TE-verdier på våtvekt- og fett-basis, men med p-verdier på hhv. 0.1 og 0.14 er dette ikke særlig signifikante resultater.

Data fra Jomfruland viser en reduksjon i perioden 1988-2002, men fra og med 2004 har nivåene vært høyere igjen, og er både på våtvekt- og fettvekt-basis omtrent like høye som rundt 1995. Med unntak av 2002, da både våtvekt-baserte dioksin-konsentrasjoner* og fett-% var spesielt lave, er det en tendens til at TE-verdiene på våtvekt-basis er mer stabile over tid enn TE på fettbasis; både mht. langtidstrend og kortvarige fluktusjoner. Nivåene på våtvektsbasis er omtrent de samme i årene 1995-2000 som i 2004-2012, mens de på fettvekt-basis er høyest i den senere perioden, altså en trend som er motsatt av det en skulle vente, og som henger sammen med lavere fett-% i den siste perioden.

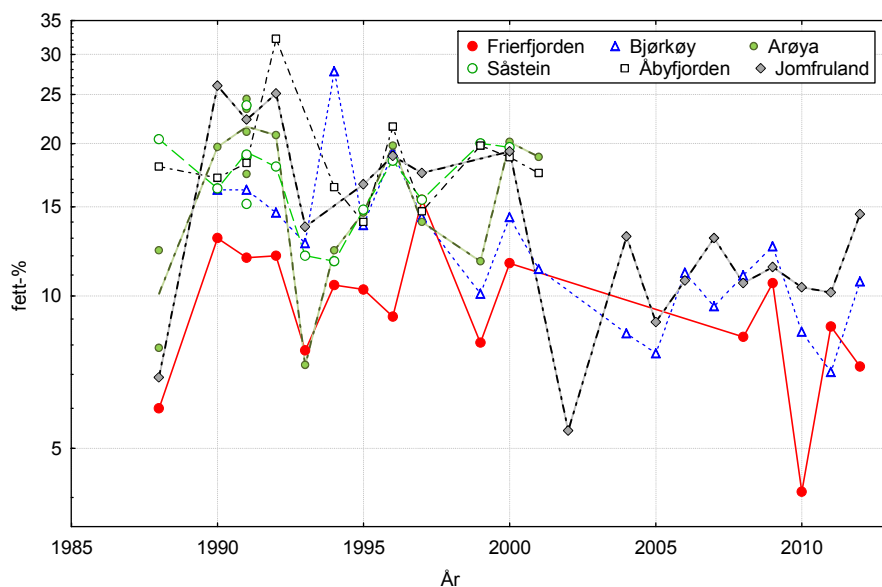


Figur 15. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør fra banner på våtvektsbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Verdiene er angitt som TEPCDF/PCDD (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala. Replikate prøver ble tatt fra Arøya 1988 og 1991 og Såstein 1991; linjene er her trukket gjennom geometrisk middel (aritmetisk middel av log-transformerte verdier).

* Stort sett alle dioksinkomponentene var avvikende lave for 2002-prøven; det er ikke avvikende sammensetning fra andre prøver.



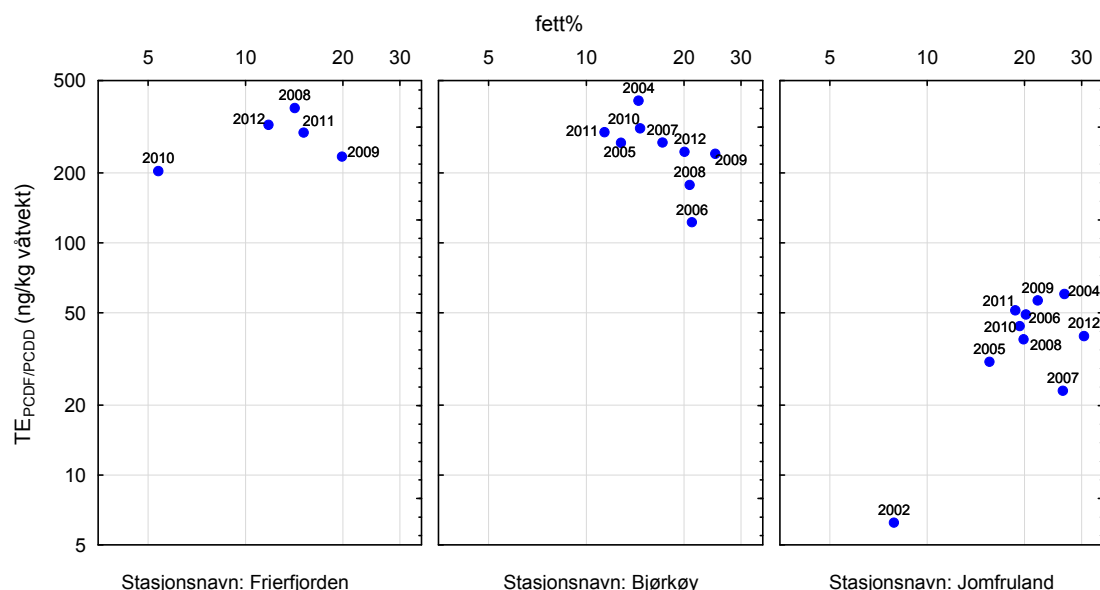
Figur 16. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør fra banner på fettvektsbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Verdiene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala. Replikate prøver ble tatt fra Arøya 1988 og 1991 og Såstein 1991; linjene er her trukket gjennom geometrisk middel (aritmetisk middel av log-transformerte verdier).



Figur 17. Fettinnhold i krabbesmør fra banner fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Fett-% er vist på logaritmisk skala. Replikate prøver ble tatt fra Arøya 1988 og 1991 og Såstein 1991; linjene er her trukket gjennom geometrisk middel (aritmetisk middel av log-transformerte verdier).

Figur 18 viser våtvektskonsentrasjoner mot fett-% fra årene 2002-2012 for de tre stasjonene hvor det er tatt krabbepøver i dette tidsrommet. Det er egentlig bare ett datapunkt, Jomfruland 2002, som kunne indikere en sammenheng, med avvikende lave verdi både for TE og fett-%. Bortsett fra dette er det ingen indikasjoner på at det er noen sammenheng mellom svingninger fra år til år i fett-% og TE-verdi ved Jomfruland. For Frierfjorden har prøven med nest lavest TE-verdi den høyeste fett-%, og for Bjørkøy er det heller en motsatt trend, med relativt høye TE-verdier på prøvene med lavest fett-%. Kovariansanalyse av $\ln(TE)$ med år og stasjon som kategoriske faktorer (uten interaksjonsledd pga. manglende replikater)

og $\ln(\text{fett-}\%)$ som kovariat gir ingen signifikant sammenheng, hverken for alle tre stasjoner for årene 2008-2012, eller for Bjørkøy og Jomfruland for årene 2004-2012.



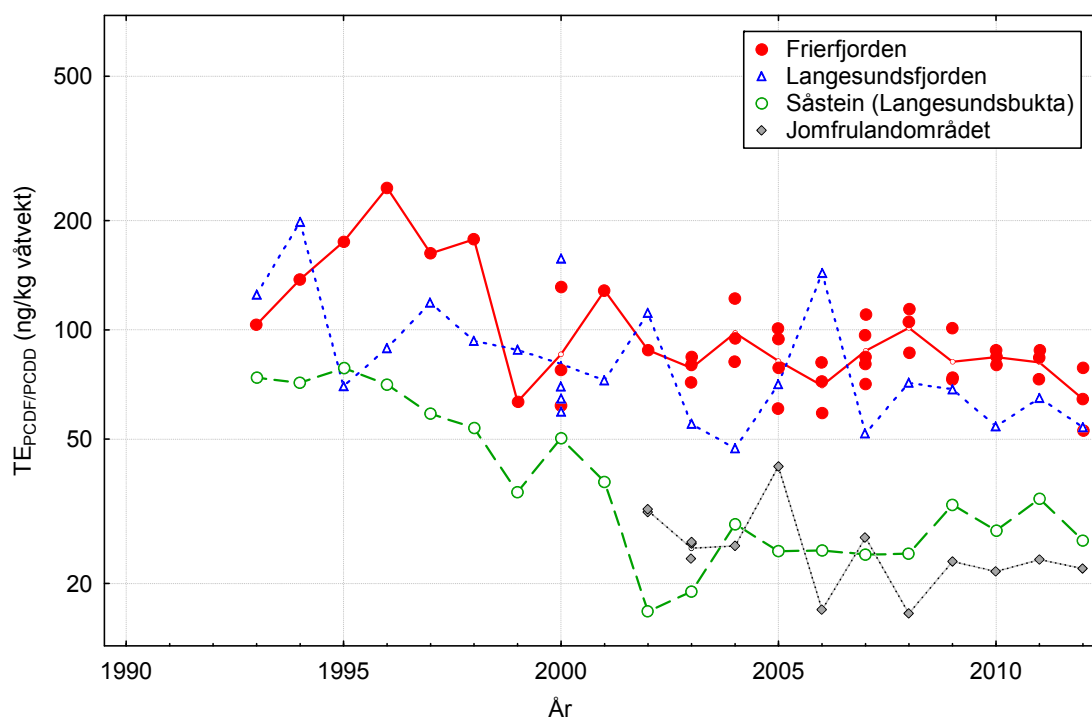
Figur 18. Sammenheng mellom fettinnhold og dioksinkonsentrasjon på våtvektsbasis i krabbesmør fra hanner fra stasjoner med fortsatt overvåkning fra og med 2002. Dioksinkonsentrasjonene er angitt som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998). Begge aksene har logaritmisk skala. Årstall er angitt for hvert datapunkt.

Den generelle konklusjonen er at det ser ut til å være klarere enn før at det ikke er noen grunn til å korrigere konsentrasjonene for fett-% for å analysere tidstrend. Uansett om en ser utviklingen på våtvekt- eller fett-basis er det ingen tegn til noen nedadgående trend i TE i krabbesmør i perioden etter 2001. Bildet blir omtrent det samme om en ser på 23478-PeCDF og 123478/123479-HxCDF, som utgjør hhv. størst TE-bidrag og har størst konsentrasjon av dioksinkomponentene for krabbesmør fra og med 2001 (kapittel 1.3.1).

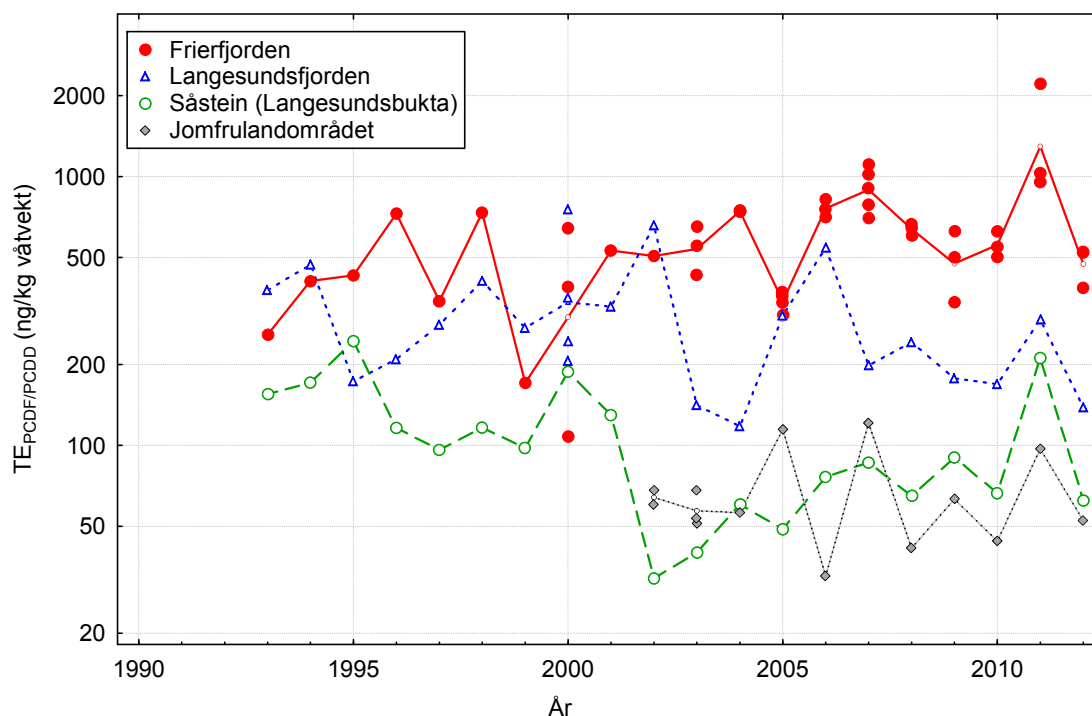
2.2 Tidstrend for non-orto PCB i torsk

Konsentrasjonene av non-orto PCB på våtvektsbasis i torske-lever (Figur 19) gir visuelt inntrykk av mer eller mindre gradvis nedgang over tid fram til 2006 i Frierfjorden, til 2003 i Langesundsfjorden og fram til 2002 ved Såstein. Data fra 2007-2012 gir ikke noe bilde av videre reduksjon over tid på noen av stasjonene. Når en ser alle data i sammenheng, er det ingen tegn til systematisk endring over tid siden 2002-2003 og fram til 2012. Det samme gjelder på fett-basis (Figur 20), og da er fluktuationene mellom år mye større enn på våtvektsbasis.

På samme måte som for dioksin ser det derfor ut til at de usikre indikasjonene på funksjonell sammenheng mellom dioksininnhold og fett-% fra tidligere analyser er svekket. Hovedkonklusjonen fra forrige analyse var at det for non-orto PCB er konsentrasjoner på våtvekt som gir det mest stabile bilde av tidsutvikling, og den forlengede dataserien ser ut til å styrke denne konklusjonen.



Figur 19. Konsentrasjoner av non-orto PCB i torsk-lever på våtvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt som $TE_{n.o.PCB}$ og vist på logaritmisk skala. Figuren viser ikke spesialprøver av individer med lav og høy fett-% fra Frierfjorden 2008-2010.



Figur 20. Konsentrasjoner av non-orto PCB i torsk-lever på fettvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt som $TE_{n.o.PCB}$ og vist på logaritmisk skala. Figuren viser ikke spesialprøver av individer med lav og høy fett-% fra Frierfjorden 2008-2010.

3. Referanser

Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., 2007b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006. Rapport 998/07 innen Statlig program for forurensningsovervåking. SFT TA-2319/2007, NIVA-rapport 5504/2007, 93 s.

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

Bjerkeng, B., 2006. Statistisk vurdering av overvåking av dioksiner i organismer. Kvantifisering av usikkerhet og vurdering av utsagnskraft – grunnlag for planlegging av overvåkingsprogram. NIVA-rapport 5123-2005, 110 s.

Berge, J.A, Aspholm, O., Bergstad, O. A., Hylland, K., Knutsen, J.A., Ruus, A., Schlabach, M., , 2004. DIG-prosjektet. 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 4795-2004, 253 sider.

Vedlegg 2. Karakteristikk av prøvemateriale av organismer fra Grenlandsfjordene

Arter, stasjon, vev	N	Lengde (cm) M/SD/VAR	Vekt (g) M/SD/VAR
Torsk			
Frierfjorden 1 lever	20	46/13/30-86	1041/1047/240-4968
Frierfjorden 2 lever	20	46/12/31-80	1070/959/380-4518
Frierfjorden 3 lever	20	41/8/29-64	720/497/242-2586
Frierfjorden 1 filet	20	46/13/30-86	1041/1047/240-4968
Frierfjorden 2 filet	20	46/12/31-80	1070/959/380-4518
Frierfjorden 3 filet	20	41/8/29-64	720/497/242-2586
Langesundsfjorden lever	20	40/5/32-49	639/210/322-1082
Langesundsfjorden filet	20	40/5/32-49	639/210/322-1082
Såstein lever	20	42/12/26-70	861/635/188-2668
Såstein filet	20	42/12/26-70	861/635/188-2668
Jomfruland lever	20	39/9/26-60	693/521/152-2018
Jomfruland filet	20	39/9/26-60	693/521/152-2018
Sjørret filet			
Frierfjorden	19	34/12/19-66	512/570/80-2208
Langesundsfjorden	19	32/5/26-41	313/157/152-682
Blåskjell		(skallengde)	
Croftolmen	50	7/1/5-8	n.a.
Helgeroa	50	7/1/5-9	n.a.
Klokkertangen	50	8/1/7-10	n.a.
Taskekrabbe (hanner)		(skallbredde)	
Frierfjorden, skallinnmat	15	15/2/13-18	n.a.
Frierfjorden, klokjøtt	15	15/2/13-18	n.a.
Langesundsfjorden, skallinnmat	15	16/2/13-18	n.a.
Langesundsfjorden, klokjøtt	15	16/2/13-18	n.a.
Jomfruland, skallinnmat	15	16/2/12-20	n.a.
Jomfruland, klokjøtt	15	16/2/12-20	n.a.
Reker (hale)			
Langesundsbukta	n.a.	n.a.	n.a.

Vedlegg 3. Rådata for fettinnhold, dioksiner og non-orto PCB i fisk og skaldyr

Fettinnhold:

Lab nr.	Matrix	Fett %
13/313	Torskelever	12,29
13/314	Torskelever	20,39
13/315	Torskelever	10,10
13/316	Torskelever	42,16
13/317	Torskelever	38,88
13/318	Torskelever	41,92
13/319	Torskefilet	0,29
13/320	Torskefilet	0,12
13/321	Torskefilet	0,24
13/322	Torskefilet	0,32
13/323	Torskefilet	0,27
13/324	Torskefilet	0,31
13/325	Krabbesmør	7,25
13/326	Krabbesmør	10,68
13/327	Krabbesmør	14,5
13/328	Krabbeklo	0,1
13/329	Krabbeklo	0,23
13/330	Krabbeklo	0,26
13/331	Blåskjell	1,08
13/332	Blåskjell	1,1
13/333	Blåskjell	0,66
13/334	Ørret	0,85
13/335	Ørret	1,03
13/440	Reker	0,34

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/313

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden pr. 1, 13/11-12

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD181

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	24,4	71	24,4	24,4	24,4
12378-PeCDD	3,43	81	1,72	3,43	3,43
123478-HxCDD	3,63	94	0,36	0,36	0,36
123678-HxCDD	38,8	89	3,88	3,88	3,88
123789-HxCDD	30,9		3,09	3,09	3,09
1234678-HpCDD	18,0	89	0,18	0,18	0,18
OCDD	7,21	90	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			33,6	35,4	35,4
Furanes					
2378-TCDF	168	90	16,8	16,8	16,8
12378/12348-PeCDF	342	x	3,42	17,1	10,3
23478-PeCDF	54,1	84	27,1	27,1	16,2
123478/123479-HxCDF	848	95	84,8	84,8	84,8
123678-HxCDF	432	91	43,2	43,2	43,2
123789-HxCDF	42,7	x	4,27	4,27	4,27
234678-HxCDF	74,4	95	7,44	7,44	7,44
1234678-HpCDF	126	94	1,26	1,26	1,26
1234789-HpCDF	184	x	1,84	1,84	1,84
OCDF	84,9	93	0,08	0,01	0,03
SUM PCDF			190	204	186
SUM PCDD/PCDF			224	239	221
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	91,7	78		0,01	0,01
344'5-TeCB (PCB-81)	9,89			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	581	86		58,1	58,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	633	89		6,33	19,0
SUM TE-PCB				64,5	77,1

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/314

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden pr.2, 14/11-12

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD181

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	52,9	72	52,9	52,9	52,9
12378-PeCDD	9,25	81	4,63	9,25	9,25
123478-HxCDD	1,53	89	0,15	0,15	0,15
123678-HxCDD	74,2	89	7,42	7,42	7,42
123789-HxCDD	49,7		4,97	4,97	4,97
1234678-HpCDD	39,8	86	0,40	0,40	0,40
OCDD	14,3	85	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			70,5	75,1	75,1
Furanes					
2378-TCDF	342	90	34,2	34,2	34,2
12378/12348-PeCDF	593	x	5,93	29,6	17,8
23478-PeCDF	99,7	82	49,8	49,8	29,9
123478/123479-HxCDF	1 381	98	138	138	138
123678-HxCDF	674	94	67,4	67,4	67,4
123789-HxCDF	92,1	x	9,21	9,21	9,21
234678-HxCDF	118	92	11,8	11,8	11,8
1234678-HpCDF	226	89	2,26	2,26	2,26
1234789-HpCDF	388	x	3,88	3,88	3,88
OCDF	203	91	0,20	0,02	0,06
SUM PCDF			323	346	315
SUM PCDD/PCDF			393	421	390
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	179	74		0,02	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	19,5			0,00	0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	707	82		70,7	70,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	790	86		7,90	23,7
SUM TE-PCB				78,7	94,5

IE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/315

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden pr. 3

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD181

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	24,9	75	24,9	24,9	24,9
12378-PeCDD	4,15	84	2,08	4,15	4,15
123478-HxCDD	0,54	96	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	54,3	96	5,43	5,43	5,43
123789-HxCDD	40,5		4,05	4,05	4,05
1234678-HpCDD	29,9	99	0,30	0,30	0,30
OCDD	9,82	107	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			36,8	38,9	38,9
Furanes					
2378-TCDF	153	92	15,3	15,3	15,3
12378/12348-PeCDF	313	x	3,13	15,7	9,40
23478-PeCDF	52,3	84	26,1	26,1	15,7
123478/123479-HxCDF	854	104	85,4	85,4	85,4
123678-HxCDF	448	96	44,8	44,8	44,8
123789-HxCDF	47,5	x	4,75	4,75	4,75
234678-HxCDF	92,0	100	9,20	9,20	9,20
1234678-HpCDF	128	99	1,28	1,28	1,28
1234789-HpCDF	225	x	2,25	2,25	2,25
OCDF	120	109	0,12	0,01	0,04
SUM PCDF			192	205	188
SUM PCDD/PCDF			229	244	227
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	76,7	79		0,01	0,01
344'5-TeCB (PCB-81)	9,11			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	478	88		47,8	47,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	493	93		4,93	14,8
SUM TE-PCB				52,8	62,6

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/316

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Såstein/Åbyfjorden, 16/11-12

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD181

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	4,73	74	4,73	4,73	4,73
12378-PeCDD	1,04	89	0,52	1,04	1,04
123478-HxCDD	<	98	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	5,65	102	0,56	0,56	0,56
123789-HxCDD	2,45		0,25	0,25	0,25
1234678-HpCDD	1,65	99	0,02	0,02	0,02
OCDD	0,80	102	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			6,08	6,61	6,61
Furanes					
2378-TCDF	78,0	94	7,80	7,80	7,80
12378/12348-PeCDF	89,5	x	0,89	4,47	2,68
23478-PeCDF	8,77	88	4,39	4,39	2,63
123478/123479-HxCDF	66,6	101	6,66	6,66	6,66
123678-HxCDF	54,1	95	5,41	5,41	5,41
123789-HxCDF	3,38	x	0,34	0,34	0,34
234678-HxCDF	11,7	104	1,17	1,17	1,17
1234678-HpCDF	14,2	97	0,14	0,14	0,14
1234789-HpCDF	10,8	x	0,11	0,11	0,11
OCDF	3,92	104	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			26,9	30,5	26,9
SUM PCDD/PCDF			33,0	37,1	33,5
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	240	75		0,02	0,02
344'5-TeCB (PCB-81)	9,45			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	249	90		24,9	24,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	131	93		1,31	3,94
SUM TE-PCB				26,3	28,9

IE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/317

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden, 13/11-12

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD181

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	25,6	82	25,6	25,6	25,6
12378-PeCDD	4,45	86	2,22	4,45	4,45
123478-HxCDD	0,30	100	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	21,9	91	2,19	2,19	2,19
123789-HxCDD	10,5		1,05	1,05	1,05
1234678-HpCDD	8,40	90	0,08	0,08	0,08
OCDD	4,22	93	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			31,2	33,4	33,4
Furanes					
2378-TCDF	315	104	31,5	31,5	31,5
12378/12348-PeCDF	365	x	3,65	18,2	10,9
23478-PeCDF	38,7	89	19,3	19,3	11,6
123478/123479-HxCDF	365	101	36,5	36,5	36,5
123678-HxCDF	246	94	24,6	24,6	24,6
123789-HxCDF	22,2	x	2,22	2,22	2,22
234678-HxCDF	40,2	101	4,02	4,02	4,02
1234678-HpCDF	76,7	91	0,77	0,77	0,77
1234789-HpCDF	90,3	x	0,90	0,90	0,90
OCDF	41,9	97	0,04	0,00	0,01
SUM PCDF			124	138	123
SUM PCDD/PCDF			155	172	157
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	297	90		0,03	0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	18,5			0,00	0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	508	93		50,8	50,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	307	94		3,07	9,21
SUM TE-PCB				53,9	60,0

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/318

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Jomfruland, 17/11-12

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD181

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	3,78	50	3,78	3,78	3,78
12378-PeCDD	1,02	56	0,51	1,02	1,02
123478-HxCDD	0,06	61	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	5,67	60	0,57	0,57	0,57
123789-HxCDD	2,17		0,22	0,22	0,22
1234678-HpCDD	1,73	60	0,02	0,02	0,02
OCDD	1,01	58	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			5,09	5,60	5,60
Furanes					
2378-TCDF	76,7	65	7,67	7,67	7,67
12378/12348-PeCDF	94,0	x	0,94	4,70	2,82
23478-PeCDF	8,14	56	4,07	4,07	2,44
123478/123479-HxCDF	66,5	62	6,65	6,65	6,65
123678-HxCDF	45,6	59	4,56	4,56	4,56
123789-HxCDF	4,25	x	0,42	0,42	0,42
234678-HxCDF	11,7	62	1,17	1,17	1,17
1234678-HpCDF	17,2	59	0,17	0,17	0,17
1234789-HpCDF	10,4	x	0,10	0,10	0,10
OCDF	4,70	60	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			25,8	29,5	26,0
SUM PCDD/PCDF			30,9	35,1	31,6
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	339	57		0,03	0,03
344'5-TeCB (PCB-81)	11,5			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	211	57		21,1	21,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	80,8	58		0,81	2,42
SUM TE-PCB				22,0	23,6

IE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/319

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden pr. 1, 13/11-13

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,23	68	0,23	0,23	0,23
12378-PeCDD	0,04	89	0,02	0,04	0,04
123478-HxCDD	< 0,01	88	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,27	89	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDD	0,10		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,07	77	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,06 b	76	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,29	0,31	0,31
Furanes					
2378-TCDF	1,50	94	0,15	0,15	0,15
12378/12348-PeCDF	3,78	x	0,04	0,19	0,11
23478-PeCDF	0,23	87	0,12	0,12	0,07
123478/123479-HxCDF	2,02	91	0,20	0,20	0,20
123678-HxCDF	3,41	89	0,34	0,34	0,34
123789-HxCDF	0,23	x	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,49	91	0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDF	1,01	80	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,38	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,54	75	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,93	1,08	0,96
SUM PCDD/PCDF			1,22	1,39	1,27
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,17	84		0,00	0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,10			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	3,77	89		0,38	0,38
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,98	94		0,03	0,09
SUM TE-PCB				0,41	0,47

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : Low er 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 : Low er than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/320

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden pr. 2 , 14/11-12

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,34	77	0,34	0,34	0,34
12378-PeCDD	0,04	100	0,02	0,04	0,04
123478-HxCDD	0,01	104	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,31	104	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDD	0,09		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,11	97	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,28	99	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,41	0,43	0,43
Furanes					
2378-TCDF	1,80	104	0,18	0,18	0,18
12378/12348-PeCDF	3,57	x	0,04	0,18	0,11
23478-PeCDF	0,27	101	0,14	0,14	0,08
123478/123479-HxCDF	2,25	104	0,22	0,22	0,22
123678-HxCDF	3,89	100	0,39	0,39	0,39
123789-HxCDF	0,29	x	0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF	0,47	106	0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDF	1,14	97	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,49	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,83	98	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			1,06	1,20	1,08
SUM PCDD/PCDF			1,46	1,63	1,50
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	0,96	96		0,00	0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,10			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	3,08	100		0,31	0,31
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,55	104		0,03	0,08
SUM TE-PCB				0,33	0,38

IE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/321

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden pr.3 , 14+15/11-12

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,24	70	0,24	0,24	0,24
12378-PeCDD	0,03	85	0,01	0,03	0,03
123478-HxCDD	0,01	86	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,27	84	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDD	0,08		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,07	81	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,04 b	81	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,29	0,30	0,30
Furanes					
2378-TCDF	1,22	90	0,12	0,12	0,12
12378/12348-PeCDF	2,78	x _i	0,03	0,14	0,08
23478-PeCDF	0,16	85	0,08	0,08	0,05
123478/123479-HxCDF	1,69	86	0,17	0,17	0,17
123678-HxCDF	2,80	83	0,28	0,28	0,28
123789-HxCDF	0,18	x _i	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,44	86	0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDF	0,79	83	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,29	x _i	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,44	79	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,75	0,87	0,78
SUM PCDD/PCDF			1,04	1,17	1,08
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	0,88	82		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,09			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,97	87		0,30	0,30
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,09	91		0,02	0,06
SUM TE-PCB				0,32	0,36

IE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

x: Samplingstandard NS-EN 1948

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/322

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Såstein/Åbyfjorden, 16/11-12

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998)	TE (2005)
			pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,03	83	0,03	0,03	0,03
12378-PeCDD	<	0,01	0,01	0,01	0,01
123478-HxCDD	<	0,01	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD		0,03	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	<	0,01	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD		0,01	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,02 b	108	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,04	0,05	0,05
Furanes					
2378-TCDF	0,34	102	0,03	0,03	0,03
12378/12348-PeCDF	0,46	x	0,00	0,02	0,01
23478-PeCDF	0,02	102	0,01	0,01	0,01
123478/123479-HxCDF	0,14	109	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,25	112	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDF	0,02	x	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,05	113	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF	0,08	98	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,03	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,06 b	108	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,10	0,11	0,10
SUM PCDD/PCDF			0,14	0,16	0,15
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,25	95		0,00	0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,05			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1,03	95		0,10	0,10
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,43	101		0,00	0,01
SUM TE-PCB				0,11	0,12

IE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/323

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden, 13/11-12

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,14	85	0,14	0,14	0,14
12378-PeCDD	0,02	100	0,01	0,02	0,02
123478-HxCDD	< 0,01	102	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,10	96	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,04		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,04	93	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,04 b	90	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,17	0,18	0,18
Furanes					
2378-TCDF	1,50	103	0,15	0,15	0,15
12378/12348-PeCDF	1,88	x	0,02	0,09	0,06
23478-PeCDF	0,11	102	0,05	0,05	0,03
123478/123479-HxCDF	0,70	100	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDF	1,24	96	0,12	0,12	0,12
123789-HxCDF	0,11	x	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,17	100	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	0,41	94	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,17	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,30	88	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,45	0,53	0,47
SUM PCDD/PCDF			0,62	0,70	0,64
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,58	95		0,00	0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,08			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1,85	99		0,19	0,19
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,86	104		0,01	0,03
SUM TE-PCB				0,19	0,21

IE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

x: Samplingstandard NS-EN 1948

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/324

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Jomfruland, 17/11-12

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,02	73	0,02	0,02	0,02
12378-PeCDD	<	0,01	84	0,01	0,01
123478-HxCDD	<	0,01	82	0,00	0,00
123678-HxCDD		0,02	84	0,00	0,00
123789-HxCDD	<	0,01		0,00	0,00
1234678-HpCDD		0,01	79	0,00	0,00
OCDD	0,02 b	81		0,00	0,00
SUM PCDD			0,03	0,03	0,03
Furanes					
2378-TCDF	0,30	85	0,03	0,03	0,03
12378/12348-PeCDF	0,39	x	0,00	0,02	0,01
23478-PeCDF	0,02	85	0,01	0,01	0,01
123478/123479-HxCDF	0,14	81	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,18	80	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDF	0,02	x	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,04	85	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF	0,08	80	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,02	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,04 b	79	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,08	0,10	0,09
SUM PCDD/PCDF			0,11	0,13	0,12
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,58	79		0,00	0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,04			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	0,70	84		0,07	0,07
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,20	89		0,00	0,01
SUM TE-PCB				0,07	0,08

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/325

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden, 13-14/11-12

Sample type: Krabbesmør, hanner

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	10,9	72	10,9	10,9	10,9
12378-PeCDD	46,3	80	23,2	46,3	46,3
123478-HxCDD	23,9	82	2,39	2,39	2,39
123678-HxCDD	43,9	80	4,39	4,39	4,39
123789-HxCDD	18,4		1,84	1,84	1,84
1234678-HpCDD	34,7	77	0,35	0,35	0,35
OCDD	15,0	89	0,02	0,00	0,00
SUM PCDD			43,1	66,2	66,2
Furanes					
2378-TCDF	347	95	34,7	34,7	34,7
12378/12348-PeCDF	328	x	3,28	16,4	9,84
23478-PeCDF	211	85	106	106	63,4
123478/123479-HxCDF	540	97	54,0	54,0	54,0
123678-HxCDF	281	87	28,1	28,1	28,1
123789-HxCDF	32,9	x	3,29	3,29	3,29
234678-HxCDF	85,1	85	8,51	8,51	8,51
1234678-HpCDF	436	89	4,36	4,36	4,36
1234789-HpCDF	24,0	x	0,24	0,24	0,24
OCDF	110	92	0,11	0,01	0,03
SUM PCDF			242	255	206
SUM PCDD/PCDF			285	321	273
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	121	80		0,01	0,01
344'5-TeCB (PCB-81)	8,60			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	86,4	83		8,64	8,64
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	61,9	84		0,62	1,86
SUM TE-PCB				9,27	10,5

IE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/326

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Bjørkøybåen/Langesundsfjorden, 13-15/11-12

Sample type: Krabbesmør, hanner

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	9,08	45 g	9,08	9,08	9,08
12378-PeCDD	44,1	56	22,1	44,1	44,1
123478-HxCDD	21,8	56	2,18	2,18	2,18
123678-HxCDD	38,8	58	3,88	3,88	3,88
123789-HxCDD	14,5		1,45	1,45	1,45
1234678-HpCDD	22,3	56	0,22	0,22	0,22
OCDD	9,92	59	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			38,9	61,0	61,0
Furanes					
2378-TCDF	245	58	24,5	24,5	24,5
12378/12348-PeCDF	216	x	2,16	10,8	6,49
23478-PeCDF	171	57	85,6	85,6	51,3
123478/123479-HxCDF	370	61	37,0	37,0	37,0
123678-HxCDF	163	60	16,3	16,3	16,3
123789-HxCDF	17,1	x	1,71	1,71	1,71
234678-HxCDF	64,0	58	6,40	6,40	6,40
1234678-HpCDF	325	59	3,25	3,25	3,25
1234789-HpCDF	8,43	x	0,08	0,08	0,08
OCDF	37,5	59	0,04	0,00	0,01
SUM PCDF			177	186	147
SUM PCDD/PCDF			216	246	208
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	160	55		0,02	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	9,82			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	100	52		10,0	10,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	58,1	58		0,58	1,74
SUM TE-PCB				10,6	11,8

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

x: Samplingstandard NS-EN 1948

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/327

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Jomfruland, 17-18/11-12

Sample type: Krabbesmør, hanner

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	1,94	76	1,94	1,94	1,94
12378-PeCDD	9,68	89	4,84	9,68	9,68
123478-HxCDD	4,85	94	0,49	0,49	0,49
123678-HxCDD	9,10	92	0,91	0,91	0,91
123789-HxCDD	2,75		0,28	0,28	0,28
1234678-HpCDD	5,57	92	0,06	0,06	0,06
OCDD	3,68	100	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			8,51	13,3	13,3
Furanes					
2378-TCDF	33,9	93	3,39	3,39	3,39
12378/12348-PeCDF	21,5	x	0,21	1,07	0,64
23478-PeCDF	26,4	91	13,2	13,2	7,93
123478/123479-HxCDF	48,5	97	4,85	4,85	4,85
123678-HxCDF	20,9	91	2,09	2,09	2,09
123789-HxCDF	1,58	x	0,16	0,16	0,16
234678-HxCDF	10,7	94	1,07	1,07	1,07
1234678-HpCDF	42,9	92	0,43	0,43	0,43
1234789-HpCDF	0,92	x	0,01	0,01	0,01
OCDF	4,99	98	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			25,4	26,3	20,6
SUM PCDD/PCDF			33,9	39,6	33,9
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	125	98		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	5,11			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	45,2	86		4,52	4,52
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	20,7	92		0,21	0,62
SUM TE-PCB				4,74	5,16

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/328

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden, 13-14/11-12

Sample type: Krabbeklo, hanner

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,49	77	0,49	0,49	0,49
12378-PeCDD	1,98	85	0,99	1,98	1,98
123478-HxCDD	0,71	87	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD	1,13	87	0,11	0,11	0,11
123789-HxCDD	0,49		0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDD	0,66	75	0,01	0,01	0,01
OCDD	0,26	72	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			1,72	2,71	2,71
Furanes					
2378-TCDF	25,7	94	2,57	2,57	2,57
12378/12348-PeCDF	14,6	x	0,15	0,73	0,44
23478-PeCDF	7,58	87	3,79	3,79	2,27
123478/123479-HxCDF	16,4	91	1,64	1,64	1,64
123678-HxCDF	9,40	86	0,94	0,94	0,94
123789-HxCDF	0,40	x	0,04	0,04	0,04
234678-HxCDF	1,78	91	0,18	0,18	0,18
1234678-HpCDF	9,23	80	0,09	0,09	0,09
1234789-HpCDF	0,28	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	1,58	70	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			9,39	9,97	8,17
SUM PCDD/PCDF			11,1	12,7	10,9
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	12,5	86		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,10			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,47	89		0,25	0,25
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,14	91		0,01	0,03
SUM TE-PCB				0,26	0,28

IE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/329

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Bjørkøybåen/Langesundsfjorden, 13-14/11-12

Sample type: Krabbeklo, hanner

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,16	74	0,16	0,16	0,16
12378-PeCDD	0,75	91	0,38	0,75	0,75
123478-HxCDD	0,25	88	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,35	87	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDD	0,15		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,17	78	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,10	75	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,61	0,99	0,99
Furanes					
2378-TCDF	6,08	89	0,61	0,61	0,61
12378/12348-PeCDF	4,19	x	0,04	0,21	0,13
23478-PeCDF	2,09	88	1,05	1,05	0,63
123478/123479-HxCDF	4,00	91	0,40	0,40	0,40
123678-HxCDF	2,02	86	0,20	0,20	0,20
123789-HxCDF	0,27	x	0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF	0,55	89	0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDF	2,97	83	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	0,09	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,64	73	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			2,41	2,58	2,08
SUM PCDD/PCDF			3,02	3,57	3,06
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,23	81		0,00	0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,60			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	0,94	86		0,09	0,09
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,33	91		0,00	0,01
SUM TE-PCB				0,10	0,10

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/330

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Jomfruland, 17-18/11-12

Sample type: Krabbeklo, hanner

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,04	68	0,04	0,04	0,04
12378-PeCDD	0,20	82	0,10	0,20	0,20
123478-HxCDD	0,06	79	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,09	78	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,03		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,05	70	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,03 b	66	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,16	0,26	0,26
Furanes					
2378-TCDF	1,76	85	0,18	0,18	0,18
12378/12348-PeCDF	0,80	x	0,01	0,04	0,02
23478-PeCDF	0,60	79	0,30	0,30	0,18
123478/123479-HxCDF	0,72	80	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDF	0,34	79	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDF	0,04	x	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,11	82	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,37	73	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,01	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,08	64	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,61	0,64	0,50
SUM PCDD/PCDF			0,77	0,90	0,76
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,74	78		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,47			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,55	79		0,05	0,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,09	82		0,00	0,00
SUM TE-PCB				0,06	0,06

IE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

x: Samplingstandard NS-EN 1948

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/331

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Croftholmen/Langesundsfjorden, 14/11/12

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,25	67	0,25	0,25	0,25
12378-PeCDD	0,43	78	0,22	0,43	0,43
123478-HxCDD	0,15	75	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,31	81	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDD	0,11		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,73	67	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,25	71	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,53	0,74	0,74
Furanes					
2378-TCDF	9,84	82	0,98	0,98	0,98
12378/12348-PeCDF	2,89	x	0,03	0,14	0,09
23478-PeCDF	1,89	78	0,94	0,94	0,57
123478/123479-HxCDF	1,58	78	0,16	0,16	0,16
123678-HxCDF	1,29	78	0,13	0,13	0,13
123789-HxCDF	0,69	x	0,07	0,07	0,07
234678-HxCDF	0,77	77	0,08	0,08	0,08
1234678-HpCDF	2,15	70	0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	1,01	x	0,01	0,01	0,01
OCDF	9,03	68	0,01	0,00	0,00
SUM PCDF			2,43	2,54	2,10
SUM PCDD/PCDF			2,96	3,28	2,85
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	12,7	76		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,69			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,71	74		0,27	0,27
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,12	81		0,01	0,03
SUM TE-PCB				0,28	0,31

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : Low er 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 : Low er than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/332B

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Helgeroa, 14/11-12

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD181

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,11	60	0,11	0,11	0,11
12378-PeCDD	0,22	80	0,11	0,22	0,22
123478-HxCDD	0,09	91	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,19	92	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	0,09		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,73	94	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,15	99	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,27	0,37	0,38
Furanes					
2378-TCDF	4,57	73	0,46	0,46	0,46
12378/12348-PeCDF	1,06	x	0,01	0,05	0,03
23478-PeCDF	0,84	81	0,42	0,42	0,25
123478/123479-HxCDF	0,75	93	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDF	0,53	93	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDF	0,26	x	0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF	0,38	92	0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDF	1,16	90	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,42	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	2,78	103	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			1,09	1,13	0,95
SUM PCDD/PCDF			1,36	1,51	1,32
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	8,17	51		0,00	0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,42			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1,67	72		0,17	0,17
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,54	83		0,01	0,02
SUM TE-PCB				0,17	0,18

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/333

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Klokkeartangen, 16/11-12

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,04	50	0,04	0,04	0,04
12378-PeCDD	0,09	62	0,04	0,09	0,09
123478-HxCDD	0,04	62	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,08	64	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,04		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,32	64	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,56	67	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,10	0,14	0,14
Furanes					
2378-TCDF	1,18	61	0,12	0,12	0,12
12378/12348-PeCDF	0,41	x	0,00	0,02	0,01
23478-PeCDF	0,30	63	0,15	0,15	0,09
123478/123479-HxCDF	0,25	64	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDF	0,21	63	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDF	0,08	x	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,14	63	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,46	62	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,16	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	1,31	67	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,35	0,36	0,29
SUM PCDD/PCDF			0,45	0,51	0,44
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,46	51		0,00	0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,16			0,00	0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	0,63	57		0,06	0,06
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,17	63		0,00	0,01
SUM TE-PCB				0,06	0,07

IE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

x: Samplingstandard NS-EN 1948

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/334

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden, 14/11-12

Sample type: Ørret filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,24	74	0,24	0,24	0,24
12378-PeCDD	0,23	85	0,12	0,23	0,23
123478-HxCDD	< 0,01	84	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,07	82	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,01		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,02	76	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,02 b	72	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,36	0,48	0,48
Furanes					
2378-TCDF	2,41	90	0,24	0,24	0,24
12378/12348-PeCDF	1,03	x	0,01	0,05	0,03
23478-PeCDF	1,20	85	0,60	0,60	0,36
123478/123479-HxCDF	0,34	85	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDF	0,29	78	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDF	0,02	x	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,05	85	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,08	78	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,03	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,04 b	70	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,92	0,97	0,70
SUM PCDD/PCDF			1,29	1,45	1,19
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	11,3	85		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,74			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4,23	84		0,42	0,42
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,18	86		0,01	0,04
SUM TE-PCB				0,44	0,46

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/335B

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden, 13/11-12

Sample type: Ørret filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD181

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,30	50	0,30	0,30	0,30
12378-PeCDD	0,35	60	0,18	0,35	0,35
123478-HxCDD	0,02	63	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,10	59	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,02		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,04	58	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,05 b	59	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,49	0,66	0,66
Furanes					
2378-TCDF	2,60	63	0,26	0,26	0,26
12378/12348-PeCDF	1,62	x	0,02	0,08	0,05
23478-PeCDF	1,85	60	0,92	0,92	0,55
123478/123479-HxCDF	0,79	64	0,08	0,08	0,08
123678-HxCDF	0,53	60	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDF	0,05	x	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,08	62	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,14	60	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,06	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,17	60	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			1,35	1,41	1,01
SUM PCDD/PCDF			1,83	2,08	1,67
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,06	54		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,57			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,75	57		0,37	0,37
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,00	60		0,01	0,03
SUM TE-PCB				0,39	0,41

IE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-9099

NILU sample number: 13/400

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Langesundbukta (innerst) 28/1-12

Sample type: Reker

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD177

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) *	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,03	82	0,03	0,03	0,03
12378-PeCDD	0,08	94	0,04	0,08	0,08
123478-HxCDD	0,02	92	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,06	89	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,02		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,04	82	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,05 b	88	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,07	0,11	0,11
Furanes					
2378-TCDF	0,38	96	0,04	0,04	0,04
12378/12348-PeCDF	0,25	x	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,10	93	0,05	0,05	0,03
123478/123479-HxCDF	0,09	96	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,09	89	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	0,02	x	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,02	93	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF	0,12	82	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,01	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,05 b	88	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,11	0,12	0,10
SUM PCDD/PCDF			0,19	0,24	0,21
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	2,48	93		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,11			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,47	95		0,05	0,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,12	96		0,00	0,00
SUM TE-PCB				0,05	0,05

IE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

TE (1998): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

TE (2005): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Vedlegg 4. Rådata for PBDE i torskelever fra Grenlandsfjordene

Results of PBDE Analysis



Encl. to measuring report: O-9100

NILU-Sample number: 13/313

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden pr. 1, 13/11-13

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Concentration units: pg/g

Data files: VD182

Compound Structure	IUPAC-no.	Concentration pg/g	Recovery %	
TBA		154		1
2,4,4'-TriBDE	28	71,8	47	1
2,2',4,4'-TetBDE	47	4 680	27	2
2,2',4,5'-TetBDE	49	425		2
2,3',4,4'-TetBDE	66	34,8		2
2,3',4',6-TetBDE	71	2 788 i		2
3,3',4,4'-TetBDE	77	1,26 b		2
2,2',3,4,4'-PenBDE	85	< 1,91		3
2,2',4,4',5-PenBDE	99	95,0	27	3
2,2',4,4',6-PenBDE	100	1 053		3
2,3',4,4',6-PenBDE	119	820 i		3
2,2',3,4,4',5'-HexBDE	138	< 1,39		4
2,2',4,4',5,5'-HexBDE	153	17,4	50	4
2,2',4,4',5,6'-HexBDE	154	274		4
2,2',3,4,4',5',6-HepBDE	183	5,37 b	55	5
2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE	196	< 1,86		6
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE	206	< 1,77		6
DecaBDE	209	63,5	31	6

<: 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

1: Based on internal standard 13-C-PBDE 28

2: Based on internal standard 13-C-PBDE 47

3: Based on internal standard 13-C-PBDE 99

4: Based on internal standard 13-C-PBDE 153

5: Based on internal standard 13-C-PBDE 183

6: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Results of PBDE Analysis



Encl. to measuring report: O-9100

NILU-Sample number: 13/314

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden pr. 2, 14/11-12

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Concentration units: pg/g

Data files: VD182

Compound Structure	IUPAC-no.	Concentration pg/g	Recovery %	
TBA		671		1
2,4,4'-TriBDE	28	135	21	1
2,2',4,4'-TetBDE	47	7 617	13	2
2,2',4,5'-TetBDE	49	585		2
2,3',4,4'-TetBDE	66	66,9		2
2,3',4',6-TetBDE	71	4 534 i		2
3,3',4,4'-TetBDE	77	4,26		2
2,2',3,4,4'-PenBDE	85	< 3,29		3
2,2',4,4',5-PenBDE	99	148	13	3
2,2',4,4',6-PenBDE	100	1 765		3
2,3',4,4',6-PenBDE	119	< 2,86		3
2,2',3,4,4',5'-HexBDE	138	< 2,23		4
2,2',4,4',5,5'-HexBDE	153	31,3	27	4
2,2',4,4',5,6'-HexBDE	154	403		4
2,2',3,4,4',5,6'-HepBDE	183	4,83 b	43	5
2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE	196	< 1,88		6
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE	206	8,99		6
DecaBDE	209	149	29	6

<: 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

1: Based on internal standard 13-C-PBDE 28

2: Based on internal standard 13-C-PBDE 47

3: Based on internal standard 13-C-PBDE 99

4: Based on internal standard 13-C-PBDE 153

5: Based on internal standard 13-C-PBDE 183

6: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Results of PBDE Analysis



Encl. to measuring report: O-9100
 NILU-Sample number: 13/315
 Customer: Niva
 Customers sample ID: Grenland
 : Frierfjorden pr. 3
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 3,00 g
 Concentration units: pg/g
 Data files: VD182

Compound Structure	IUPAC-no.	Concentration pg/g	Recovery %	
TBA		220		1
2,4,4'-TriBDE	28	81,7	42	1
2,2',4,4'-TetBDE	47	3 765	25	2
2,2',4,5'-TetBDE	49	320		2
2,3',4,4'-TetBDE	66	43,2		2
2,3',4',6-TetBDE	71	2 252 i		2
3,3',4,4'-TetBDE	77	1,74		2
2,2',3,4,4'-PenBDE	85	< 1,93		3
2,2',4,4',5-PenBDE	99	105	25	3
2,2',4,4',6-PenBDE	100	767		3
2,3',4,4',6-PenBDE	119	23,9		3
2,2',3,4,4',5'-HexBDE	138	< 1,64		4
2,2',4,4',5,5'-HexBDE	153	17,4	45	4
2,2',4,4',5,6'-HexBDE	154	341		4
2,2',3,4,4',5',6-HepBDE	183	9,73	49	5
2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE	196	< 3,06		6
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE	206	9,77		6
DecaBDE	209	222	28	6

<: 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

1: Based on internal standard 13-C-PBDE 28

2: Based on internal standard 13-C-PBDE 47

3: Based on internal standard 13-C-PBDE 99

4: Based on internal standard 13-C-PBDE 153

5: Based on internal standard 13-C-PBDE 183

6: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Results of PBDE Analysis



Encl. to measuring report: O-9100
 NILU-Sample number: 13/318
 Customer: NIVA
 Customers sample ID: Grenland
 : Jomfruland, 17/1-12
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 3,00 g
 Concentration units: pg/g
 Data files: VD182

Compound Structure	IUPAC-no.	Concentration pg/g	Recovery %	
TBA		779		1
2,4,4'-TriBDE	28	48,4	32	1
2,2',4,4'-TetBDE	47	1 400	38	2
2,2',4,5'-TetBDE	49	187		2
2,3',4,4'-TetBDE	66	20,7		2
2,3',4',6-TetBDE	71	13,5 i		2
3,3',4,4'-TetBDE	77	2,00		2
2,2',3,4,4'-PenBDE	85	16,6		3
2,2',4,4',5-PenBDE	99	77,4	39	3
2,2',4,4',6-PenBDE	100	262		3
2,3',4,4',6-PenBDE	119	17,8		3
2,2',3,4,4',5'-HexBDE	138	< 2,13		4
2,2',4,4',5,5'-HexBDE	153	16,6	35	4
2,2',4,4',5,6'-HexBDE	154	145		4
2,2',3,4,4',5',6-HepBDE	183	3,88 b	32	5
2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE	196	< 4,74		6
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBDE	206	< 3,57		6
DecaBDE	209	81,3	19	6

<: 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

1: Based on internal standard 13-C-PBDE 28

2: Based on internal standard 13-C-PBDE 47

3: Based on internal standard 13-C-PBDE 99

4: Based on internal standard 13-C-PBDE 153

5: Based on internal standard 13-C-PBDE 183

6: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Vedlegg 5. Rådata for PFAS i torskelever fra Grenlandsfjordene

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-9101
 NILU-Sample number : 13/314
 Customer : NIVA
 Customers sample ID : Grenland
 : Frierfjorden pr. 2, 14/11-12
 Sample type : Torskelever
 Sample amount : 0,13 g
 Concentration units : ng/g
 Data files : PFC_14-03-13_17

Compound		Concentration		Recovery	
		ng/g		%	
6:2 FTS	<	0,50			3
PFOSA		4,16		58	1
PFBS	<	0,12			2
PFHxS	<	0,05		101	2
PFOS		2,83		102	3
PFDCS	<	0,04			3
PFBA	<	0,36			4
PFHxA	<	0,13		121	4
PFHpA	<	0,13		90	5
PFOA		0,24	b	83	6
PFNA		0,53	b	113	7
PFDCa		0,68	b	89	8
PFUnA		1,24		83	9

- < : 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 NILU's quality criteria
 1 : Based on internal standard 13-C-PFOSA
 2 : Based on internal standard 13-C-PFHxS
 3 : Based on internal standard 13-C-PFOS
 4 : Based on internal standard 13-C-PFHxA
 5 : Based on internal standard 13-C-PFHpA
 6 : Based on internal standard 13-C-PFOA
 7 : Based on internal standard 13-C-PFNA
 8 : Based on internal standard 13-C-PFDCa
 9 : Based on internal standard 13-C-PFUnA

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-9101
 NILU-Sample number : 13/315
 Customer : NIVA
 Customers sample ID : Grenland
 : Frierfjorden pr. 3
 Sample type : Torskelever
 Sample amount : 0,13 g
 Concentration units : ng/g
 Data files : PFC_14-03-13_18

Compound		Concentration		Recovery	
		ng/g		%	
6:2 FTS	<	0,27			3
PFOSA		6,48		62	1
PFBS	<	0,09			2
PFHxS	<	0,04		73	2
PFOS		5,20		107	3
PFDCS		0,12			3
PFBA	<	0,55			4
PFHxA	<	0,18		42	4
PFHpA	<	0,14		46	5
PFOA		0,17	i	49	6
PFNA		0,69		131	7
PFDCa		1,29		98	8
PFUnA		2,43		114	9

- < : 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 NILU's quality criteria
 1 : Based on internal standard 13-C-PFOSA
 2 : Based on internal standard 13-C-PFHxS
 3 : Based on internal standard 13-C-PFOS
 4 : Based on internal standard 13-C-PFHxA
 5 : Based on internal standard 13-C-PFHpA
 6 : Based on internal standard 13-C-PFOA
 7 : Based on internal standard 13-C-PFNA
 8 : Based on internal standard 13-C-PFDCa
 9 : Based on internal standard 13-C-PFUnA

Vedlegg 6. Rådata for kvikksølv i torskefilet fra Frierfjorden

Rekvireringsnr : **2013-00184** Mottaktdato : **20130129** Godkjentav : **MAR** Godkjentdato : **20130218**
 Prosjektnr : **O 28120**
 Kunde/Stikkord : **Grenland**
 Kontaktp./Saksbeh. : **ARU TBK**

Analysevariabel				Hg-B EF	
Enhet ==>				m g/kg	
Metode ==>				TESTNO S-EN ISO 12846	
P nr	P dato	Merking	Prøvetype		
1	!	1.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.080
2		2.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.161
3		3.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.096
4		4.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.079
5		5.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.249
6		6.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.259
7		7.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.155
8		8.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.128
9		9.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.252
10		10.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.149
11		11.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.106
12		12.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.087
13		13.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.214
14		14.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.095
15		15.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.126
16		16.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	<0.05
17		17.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.058
18		18.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	<0.05
19		19.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.633
20		20.Torskefilet Frierfj	bibff	2013-00184	0.136

P nr1 Ingen prøvedatoer.

Informasjon om analyseusikkerhet finnes på K:\Kvalitet\Godkjente_Dokumenter\Akcreditering\Analysemetoder\Administrative
 Alle analysene er utført akkreditert med mindre annet framgår i rapporten.

Vedlegg 7. Rådata for tinnorganiske forbindelser i torskefilet fra Frierfjorden



Norsk Institutt For Vannforskning
Gaustadalleen 21
0349 OSLO
Attn: Andreas Høgfjeldt

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)
F. reg. 965 141 618 MVA
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Fax: +47 69 27 23 40

AR-13-MM-002358-01

EUNOMO-00069131

Prøvemottak: 30.01.2013
Temperatur:
Analyseperiode: 30.01.2013- 13.02.2013
Referanse: 13-177

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2013-01300238	Prøvetakingsdato:				
Prøvetype:	Fisk & skalldyr	Prøvetaker:	Andreas H			
Prøvemerkning:	13-177 (1) 177	Analysedato:	30.01.2013			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Tinnorganisk						
a) Monobutyltinn (MBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Dibutyltinn (DBT)	6.0	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tributyltinn (TBT)	4.7	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tetra-butyltinn (TetraBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Monoalkyltinn (MAT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4	
a) Di-alkyltinn (DAT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4	
a) Trisykloheksyltinn (TCHT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Monofenyltinn (MPhT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Difenyltinn (DPhT)	8.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Trifenyltinn (TPHT)	96.7	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	

Prøvenr.:	439-2013-01300238	Prøvetakingsdato:				
Prøvetype:	Fisk & skalldyr	Prøvetaker:	Andreas H			
Prøvemerkning:	13-177 (2) 177	Analysedato:	30.01.2013			
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Tinnorganisk						
a) Monobutyltinn (MBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Dibutyltinn (DBT)	6.9	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tributyltinn (TBT)	5.9	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tetra-butyltinn (TetraBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Monoalkyltinn (MOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4	
a) Dialkyltinn (DOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4	
a) Trisykloheksyltinn (TCHT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Monofenyltinn (MPhT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Difenyltinn (DPhT)	9.7	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Trifenyltinn (TPHT)	71.2	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	

Tegnforklaring:

* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< : Mindre enn, > : Større enn, nd : Ikke påvist, MPN : Most Probable Number, cfu : Colony Forming Units, MU : Uncertainty of Measurement, LOQ : Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøver(e).

Side 1 av 3



AR-13-MM-002358-01



EUNOMO-00069131

Prøvenr.:	439-2013-01300240	Prøvetakingsdato:				
Prøvetype:	Fisk & skalldyr	Prøvetaker:	Andreas H			
Prøvermerking:	13-177 (3)	Analysedato:	30.01.2013			
	177					
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Tinnorganisk						
a) Monobutyltinn (MBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Dibutyltinn (DBT)	7.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tributyltinn (TBT)	5.1	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tetra-butyltinn (TetraBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Mono-oktyltinn (MOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4	
a) Di-oktyltinn (DOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4	
a) Tri-sykloheksyltinn (TCHT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Mono-fenyltinn (MPhT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Di-fenyltinn (DPhT)	7.5	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tri-fenyltinn (TPhT)	70.0	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	

Prøvenr.:	439-2013-01300241	Prøvetakingsdato:				
Prøvetype:	Fisk & skalldyr	Prøvetaker:	Andreas H			
Prøvermerking:	13-177 (4)	Analysedato:	30.01.2013			
	177					
Analyse	Resultat:	Enhet:	MU	Metode:	LOQ:	Grenseverdi
a) Tinnorganisk						
a) Monobutyltinn (MBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Dibutyltinn (DBT)	5.5	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tributyltinn (TBT)	3.1	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tetra-butyltinn (TetraBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Mono-oktyltinn (MOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4	
a) Di-oktyltinn (DOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4	
a) Tri-sykloheksyltinn (TCHT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Mono-fenyltinn (MPhT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Di-fenyltinn (DPhT)	7.9	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	
a) Tri-fenyltinn (TPhT)	70.7	µg/kg		SOP-No. 03	0.3	

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Accredited (sub-contractors), GALAB Laboratories GmbH, Max-Planck Str.1, D-21502, Geesthacht

Kopi til:

NIVA lab (nivalab@niva.no)

Tegnforklaring:

* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< : Mindre enn, > : Større enn, nd : Ikke påvist, MPN : Most Probable Number, cfu : Colony Forming Units, MU : Uncertainty of Measurement, LOQ : Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøver(e).

Side 2 av 3



Moss 13.02.2013

Stig Tjomsland
ASM/Bachelor Kjemi

AR-13-MM-002358-01



EUNOMO-00069131

Tegnforklaring:

* : (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< : Mindre enn, > : Større enn, nd : Ikke påvist, MPN : Most Probable Number, cfu : Colony Forming Units, MU : Uncertainty of Measurement, LOD : Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 3 av 3



BIBLIOTEKSKJEMA

Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

ISBN-nummer kan tas ut (Frivillig å bruke)

978-82-577-6306-0

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Torgeir Bakke

Kontaktperson

Eli Mathisen

M-nummer

M-8/2013

År

2013

Sidetall

51+ vedlegg

Miljødirektoratets kontraktnummer

7012015

SPFO-nummer

SPFO 1151/2013

Utgiver

Norsk institutt for vannforskning
NIVA-rapport 6571-2013
Prosjekt nr 28120/1

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet, Herøya industripark (HIP), Ineos Norge,
Noretyl, Eramet Norway

Forfatter(e)

Anders Ruus, Torgeir Bakke, Birger Bjerkeng, NIVA, Halvor Knutsen, HI

Tittel - norsk og engelsk

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2012.
Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2012

Sammendrag - summary

Overvåkingen i 2012 omfatter fettinnhold, dioksiner og n.o.-PCB i torsk, sjørørret, taskekrabbe, blåskjell og reker, samt Hg, TBT, PBDE og PFAS i torsk. Fettinnhold i torskelever gikk klart ned fra midt på 1990-tallet til 2006, spesielt i Frierfjorden, men synes å ha stabilisert seg på et noe høyere nivå etter 2006 både i Frierfjorden og områdene utenfor. Sammenhengen mellom dioksin- og fett-innhold i torskelever er svekket ut fra data etter 2006. Tidligere overvåking har indikert at den kraftige nedgangen i dioksinforurensning i fisk og skalldyr de første årene etter utslippsstans flatet ut eller stoppet opp etter 1995-2000. Overvåkingen i 2008-2012 har bekreftet denne hovedtrenden, som i praksis gjelder for de fleste undersøkte arter og områder. TBT, PBDE og PFAS i torskelever viser en synkende tendens. Det samme gjelder kvikksølv i torskfilet, men er i Frierfjorden fortsatt ikke nede på nivået fra 1999.

4 emneord

PCDF/PCDD ("dioksiner")
Halogenerte miljøgifter
Tinnorganiske forbindelser
Kvikksølv

4 subject words

PCDF/PCDD ("dioxins")
Halogenated contaminants
Organotin compounds
Mercury

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Strømsveien 96, 0602 Oslo

[Brødtekst]