



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Statlig program for forurensningsovervåking
Rapportnr. 1075/2010

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2009

TA
2670
2010

Utført av



Norges veterinærhøgskole

Forord

Overvåkingen i Grenlandsfjordene er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif, tidligere SFT). Undersøkelsene finansieres av Klif og den lokale industrien (Herøya Industripark HIP, Ineos, Eramet Comilog).

Foreliggende rapport presenterer resultatene fra overvåking av miljøgifter i organismer fra 2009, andre året av langtidsprogrammet 2008 - 2012. Overvåkingen er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og HI Forskningsstasjon Flødevigen (HI), med NILU og NVH som leverandører av analyser på organiske miljøgifter.

Hovedansvarlige for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- Innsamling og opparbeiding av vevsprøver for analyse: Jan Atle Knutsen HI
- Analyse av fettinnhold, polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner, n.o.-PCB, polyklorerte naftalener, PBDE og PFAS: Martin Schlabach, NILU.
- Analyse av diverse klororganiske forbindelser: Elisabeth Lie, NVH
- Analyse av kvikksølv og tinnorganiske forbindelser: Bente Lauritzen, NIVA
- Øvrig databearbeidelse og rapportering: Anders Ruus, NIVA; Birger Bjerkeng, NIVA; Torgeir Bakke, NIVA, Jan Atle Knutsen, HI og Halvor Knutsen, HI.

Kontaktperson i Klif har vært Eli Mathisen. Kontaktperson for industribedriftene har vært Sverre Olav Lie, HIP. Torgeir Bakke har vært NIVAs prosjektleder.

Oslo, 25/06/2010

Torgeir Bakke
Seniorforsker

Innhold

1.	Sammendrag	5
2.	Summary	7
3.	Bakgrunn og målsetning	9
3.1	Nomenklatur.....	9
3.2	Bakgrunn.....	9
3.3	Målsetning.....	9
3.4	Kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner	10
3.5	Utslippsforhold.....	10
3.6	Program for 2009	12
3.6.1	Miljøgifter i organismer	12
3.7	Gjennomføring	13
3.7.1	Feltarbeid	13
3.7.2	Prøveopparbeidelse	14
3.7.3	Kjemiske analysemetoder	16
3.7.4	Beregning av toksisitetsekvivalenter for klorerte organiske stoffer	16
3.7.5	Statistiske analyser	17
4.	Resultater	18
4.1	Fettinnhold	18
4.2	Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo- <i>p</i> -dioksiner (dioksiner).....	19
4.2.1	Tilstand 2009.....	19
4.2.2	Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2009	20
4.3	non- <i>ortho</i> PCB	24
4.3.1	Tilstand og tidsutvikling	25
4.4	Øvrige klororganiske forbindelser i torskelever	26
4.4.1	Tilstand 2009.....	26
4.4.2	Tidsutvikling	29
4.5	Polyklorerte naftalener (PCN) i torskelever.....	31
4.6	Bromerte flammehemmere (PBDE) i torskelever og sildefilet.....	33
4.7	Perfluoralkylforbindelser (PFAS) i torskelever	34
4.8	Kvikksølv i torskfilet.....	35
4.9	Tinnorganiske forbindelser i sild	36
5.	Oppsummering og konklusjoner	37
5.1	Frierfjorden	37
5.2	Langesundsfjorden/Eidangerfjorden.....	37
5.3	Langesundsbukta og områdene utenfor	38
6.	Litteratur	39
7.	Vedleggsregister	41
7.1	Karakteristikk av prøvemateriale av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.....	42
7.2	Rådata for NILUs analyser av fettinnhold, dioksiner og n.o.-PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2009.	44

7.3	Rådata for NVHs analyse av utvalgte klororganiske forbindelser i torskelever i prøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.	71
7.4	Rådata for NIVAs analyse av kvikksølv og tinnorganiske forbindelser i prøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.....	74

1. Sammendrag

Bakgrunn og gjennomføring

Denne rapporten beskriver og tolker resultatene fra overvåkingen av miljøgifter i fisk og skalldyr fra fjordene i Grenlandsområdet i 2009. Overvåkingen er ledd i Statlig program for forurensningsovervåking og gjennomføres som et samarbeid mellom NIVA og HI.

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.

Overvåkingen i 2009 er del av et langtidsprogram (2008-2012) med årlige undersøkelser av miljøgifter i organismer. Målsetningen er dels å bedømme utviklingen av dioksiner og andre miljøgifter i utvalgte arter av fisk og skalldyr over tid, dels å kartlegge miljøgiftforurensningen i viktige kommersielle arter. Programmet har i stor grad fulgt opp tidligere overvåking. Nye elementer i forhold til tidligere overvåking er analyse av Hg i torskfilet, PBDE i torskelever og sildefilet, PFAS i torskelever, miljøgifter i bunnsediment og tilstand hos bløtbunnsfauna (for forklaring av forkortelser se kapittel 3.1).

I 2009 omfattet programmet følgende analyser:

- Fettinnhold, dioksiner og n.-o. PCB i lever av torsk, skallinnmat av krabbe, blåskjell, filet av sjøørret og rekehaler.
- PCN og andre klororganiske forbindelser i lever av torsk.
- PBDE i torskelever og sildefilet
- PFAS i torskelever
- Hg i torskfilet
- Tinnorganiske forbindelser i sildefilet.

Prøvene ble tatt fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Langesundsbukta og Jomfruland i perioden 26 november – 5 desember 2009. Dioksiner, non-ortho PCB, PCN, PBDE og PFAS ble analysert av NILU, klororganiske forbindelser av Norges Veterinærhøyskole og øvrige parametre av NIVA.

Frierfjorden

Hovedtendensen for dioksiner og n.o.-PCB i torskelever er at det ikke har vært systematisk endring siden 2002. Innholdet av PCN i torskelever viste en reduksjon på 75 % siden forrige måling i 2007 og på henimot 97 % siden målingene begynte i 1994. Det var en tydelig reduksjon av dioksiner i skallinnmat av krabbe fra 2008 til 2009 og dette fortsetter en trend som har vist 90 % nedgang siden målingene begynte i 1988.

Nivåene av HCB, DCB har holdt seg relativt stabile etter ca 2000. HCB ligger nær antatt høyt bakgrunnsnivå mens DCB fortsatt ligger ca 400 ganger over bakgrunn. OCS viser en svakt fallende tendens fram til 2009, men er fortsatt ca 100 ganger over bakgrunn.

Innholdet av PBDE i torskelever tilsvarte det som er funnet i andre fjorder omkranset av tett bebyggelse, men lavere enn i indre Oslofjord. Innholdet av PFOS var lavt i forhold til indre Oslofjord og mer på linje med det som er funnet i norske kystområder. Innholdet av Hg i

torskefilet var det samme som ble funnet i 2008, som igjen var signifikant høyere enn i forrige undersøkelse i 1999. Årsaken er ikke kjent, men kan være langtransportert tilførsel.

Langesundsfjorden/Eidangerfjorden

For de fleste undersøkte arter lå dioksinnivåene i Langesundsfjorden lavere enn det som ble funnet i Frierfjorden, men har endret seg lite over de siste 10-15 årene. Derfor begynner forskjellene mellom de to fjordene å bli liten. For torskelever og skallinnmat av krabbe er det i praksis ingen forskjell mellom de to fjordene. Sjøørret tilfredsstillende grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter, mens sild og blåskjell fra Langesundsfjorden og reker fra Eidangerfjorden lå så vidt over grenseverdien. For reker var likevel dioksininnholdet redusert med ca 65 % siden forrige måling i 2004. Man bør undersøke årsaken til vedvarende høyt dioksinnivå i blåskjell

Torskelever fra Eidangerfjorden hadde signifikant lavere innhold av klororganiske forbindelser enn lever fra Frierfjorden. Det har vært liten endring etter 2000. HCB og OCS er bare litt høyere enn antatt bakgrunnsnivå, mens DCB synes å ha stabilisert seg på et nivå ca 80 ganger høyere enn dette.

PBDE-nivå i torskelever fra Langesundsfjorden var omtrent halvparten av nivået i Frierfjorden, men fortsatt 2-3 ganger høyere enn på kysten utenfor. PBDE-nivå i sildefilet var lavt i forhold til disse. Nivået av PFOS var på linje med det som er funnet i norske kystområder.

Nivå av tinnorganiske forbindelser i sild fra Langesundsfjorden var lavt. Tributyltinn i sild lå på ca 2 % av det som ble funnet i 2000.

Langesundsbukta og områdene utenfor

Som tidligere år var det en mer markert reduksjon i dioksinnivåer fra Langesundsfjorden til utenfor Langesundsbukta enn mellom Frierfjorden og Langesundsfjorden. Både ved Såstein og Jomfruland var det en økning i dioksiner i torskelever fra 2008 til 2009 slik at tendensen som helhet viser liten endring siden ca 2002. For blåskjell fra Helgeroa og Klokkartangen har det vært en økning dioksiner de 3 siste årene, men totalt siden 2004 har det ikke vært noen entydig endring noen av stedene. Skallinnmat av krabbe har hatt en økning i dioksiner siden 2007, men over hele perioden fra 2003 er det ingen systematisk endring.

PBDE i torskelever var på nivå med det som tidligere er funnet ved Færder. PFOS-nivået var også omtrent som i andre norske kystområder, og bare ca 20 % lavere enn i Langesundsfjorden.

Analysen av Hg i individuelle filetpøver av torsk fra Jomfruland viste i gjennomsnitt samme nivå som i blandprøven analysert i 2008, og man kan konkludere at torskefileten herfra ikke er forurenset.

Bortsett fra at det neppe er behov for å følge opp Hg i torskefilet fra Jomfruland, som er planlagt i 2012, er det ikke noe i resultatene fra 2009 som tilsier at man bør endre den framtidige overvåkingen for noen av områdene slik det er beskrevet i langtidsprogrammet.

2. Summary

Title: Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2009.

Year: 2010

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

Source: Norwegian Institute for Water research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5716-8, NIVA report no 5981-2010. Klif report TA-2670/2009.

Background

The report presents and discusses the results from the 2009 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 and the Institute of Marine Research.

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 recommendations for seafood consumption.

The 2009 survey is part of a 5 years programme 2008 – 2012. The aim is partly to assess the temporal development in dioxin pollution in selected species of fish and shellfish, and partly to describe the contamination status in species of commercial interest in various parts of the fjord system. The monitoring follows the basic principles of the previous programme (2004-2007), but has been extended. New elements are Hg in cod liver, PBDE in cod liver and herring fillet, PFAS in cod liver, contaminants in sediments, and state of the sediment macrofauna community (for acronym explanations cf Chapter 3.1).

The 2009 programme comprised the following:

- Lipids, dioxins (PCDF/PCDD) and non-*ortho* PCBs in liver of cod, sea trout, and eel, hepatopancreas in edible crab (*Cancer pagurus*), blue mussel, and shrimp.
- PCN and chloroorganic compounds in cod liver
- PBDE in cod liver and fillet of herring
- PFAS in cod liver
- Mercury in cod fillet.
- Organotin compounds in fillet of herring.

The samples were collected from Frierfjorden, Langesundsfjorden and Jomfruland during 26. November - 5. December 2009. Dioxins, non-*ortho* PCB, PBDE, and PFAS were analysed by NILU, chloroorganic compounds by the Norwegian School of Veterinary Science, and other compounds by NIVA.

Frierfjorden

There has been no systematic change in dioxins and n.o.-PCB in cod liver since 2002. The PCN level in cod liver has been reduced by 75 % since 2007 and gradually by 97 % since the monitoring started in 1994. A clear reduction of dioxins in crab hepatopancreas since 2008 follows the trend showing a gradual 90 % decrease since 1988.

The levels of HCB and DCB have not changed systematically since before 2000. HCB is close to assumed background, whereas the DCB level still is 400 times the background. OCS levels have gradually declined up to 2009, but are still about 100 times the assumed background.

The PBDE content in cod liver corresponded to what has been found in other fjords impacted by cities, but was lower than in the inner Oslofjord. The PFOS content was low and at level with corresponding samples from the Norwegian coastal areas. The levels of Hg were as in 2008 and significantly higher than in the previous survey in 1999. The source is not known but could be long range transport

Langesundsfjorden/Eidangerfjorden

Most species had dioxin levels below those in corresponding samples from Frierfjorden, but the levels have not changed much during the last 10-15 years. Hence the difference between the two fjords is diminishing. For dioxins in cod liver and crab hepatopancreas the two fjords do not differ. Blue mussel, herring and sea trout comply with the EU limit of dioxins in fish and fishery products. Dioxins in shrimp from Eidangerfjorden has decreased by 65 % since last analysed in 2004, but are still slightly above the EU limit. A study to explain the continuously elevated dioxins in blue mussel should be considered.

Levels of chloroorganic compounds in cod liver from Eikangerfjorden were significantly lower than in liver from Frierfjorden. The levels have changed little since 2000. HCB and OCS are only slightly higher than the assumed background, whereas DCB seems stable around 80 times the background.

The PBDE level in cod liver from Langesundsfjorden was half of that from Frierfjorden but still 2-3- times the levels found at the coast outside. The PBDE level in herring was clearly lower than this. The PFOS levels in cod liver corresponded to that found in the coastal areas.

The level of organotin compounds in herring from Langesundsfjorden was low, and TBT was only 2 % of what was found in the previous survey in 2000.

Langesundsbukta and the coastal region outside

As seen before the differences in dioxin levels between Langesundsfjorden and the coastal areas were larger than the differences between Frierfjorden and Langesundsfjorden. Both at Såstein and Jomfruland the dioxin levels in cod liver had increased resulting in small and unsystematic change since 2002. Dioxins in blue mussel from Helgeroa have increased in later years, whereas the levels have been stable at Klokkartangen. In total no systematic change has been found at these sites since 2004. In crab hepatopancreas the dioxin levels have increased since the last measurement in 2007, but for the whole period since 2003 no systematic change has occurred.

PBDE in cod liver was at level with that found earlier at Færder. PFOS level equalled that at other Norwegian coastal sites, and was slightly less than in Langesundsfjorden.

The mean Hg level of fillet samples from 9 cod specimens was the same as in a pooled sample analysed in 2008, and showed to contamination. Hence it is considered not necessary to repeat these analyses in 2012 as given in the long term program. Apart from this the results from the 2009 survey do not call for any changes to be made in the long term programme.

3. Bakgrunn og målsetning

3.1 Nomenklatur

Følgende kortnavn er benyttet i resultatbeskrivelsene:

- Dioksiner: polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD)
- n.o.-PCB: non-*orto* polyklorerte bifenyler
- PCN: polyklorerte naftalener
- PBDE: polybromerte difenyletere
- PFAS: perfluoralkylsyrer
- PFOS: perfluoroktansulfonat
- Hg: kvikksølv
- 5CB: pentaklorbenzen
- HCB: heksaklorbenzen
- OCS: oktaklorstyren
- DCB: dekaklorbifenyl = PCB-209
- MBT, DBT, TBT: mono-, di- og tributyltinn
- MPhT, DPhT, TPhT: mono-, di og trifenylyltinn

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 kostholdsrad. Dette gjelder særlig dioksiner. For dioksiner ble primærkilden sterkt redusert ved nedstenging av Hydros magnesiumfabrikk på Herøya i 2002, og helt eliminert ved stans av omsmelteanlegget, våren 2006.

3.3 Målsetning

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

- Å bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid gjennom videreføring av utvalgte historiske dataserier (torsk, sjørørret, 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 forurenset.

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

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

Programmet har også inkludert dioksiner i bunnfauna, men fordi det ikke har vært mulig å skaffe nok, egnet materiale er denne delen av overvåkingen utelatt.

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 Kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner

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 og omsetningsrestriksjoner. Dette vises også ved at Grenland ligger på topp i antall revurderinger av kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner (Økland et al. 2005).

Følgende kostholdsråd, sist vurdert av Mattilsynet i 2004, er gjeldende for 2008:

- Konsum av all fisk og skalldyr fanget i Frierfjorden og Volls fjorden ut til Brevikbroen frarådes.
- Videre frarådes konsum av sjøørret fanget i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller i Frierfjorden.
- Konsum av ål, sild, makrell, krabbe og lever fra fisk fanget mellom Brevikbroen og en ytre avgrensning gitt av en rett linje fra Mølen (nord for Nevlunghavn), til Såsteins søndre odde, og videre via Mejulen, Kråka og Kårsholmen til fastlandet frarådes.

Etter forliset av "Full City" den 31.08.2009 innførte Mattilsynet midlertidig kostholdsråd knyttet til PAH i fisk, reker og blåskjell på ytre kyst mellom Rakke og Arendal. Dette kostholdsrådet ble opphevet i mars 2010, men tilsynet fraråder fortsatt fra å spise skjell fra området på grunn av forhøyet PAH. Dette gjelder ikke områdene innover i Grenlandsfjordene.

3.5 Utslippsforhold

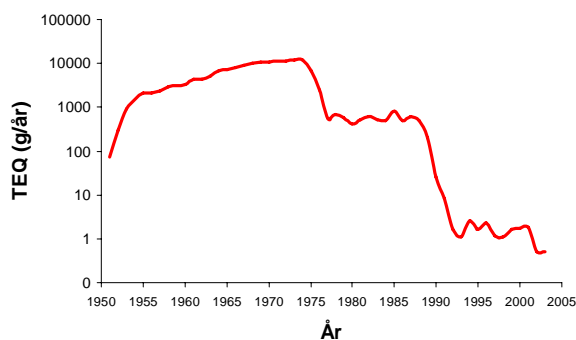
Kilder til dioksiner er i hovedsak en forbrenningsprosess hvor karbon, klor og eventuelt en katalysator er til stede. Produksjon av metalliske magnesiumforbindelser fører med seg en slik prosess. I 1951 startet Norsk Hydro produksjon av magnesium på Herøya. I denne prosessen ble dioksiner og også andre klororganiske forbindelser dannet som biprodukt ved klorering av magnesiumoksid for å gi vannfri magnesiumklorid. Dette førte til betydelige utslipp til Frierfjorden (Figur 1). Utslippene førte til høye dioksinkonsentrasjoner i økosystemet i Grenlandsfjordene, og problemene kom for alvor fram i dagen i 1986 da 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 store rens tiltak på midten av 70 tallet og i 1989/90, og det fremgår av Figur 1 at utslippene har gått sterkt ned som følge av disse. Bare i perioden 1989 til 1992 ble den direkte belastningen med klororganiske forbindelser redusert med over 99 %. Primærkildene for dioksiner ble ytterligere redusert ved nedstenging av Hydros

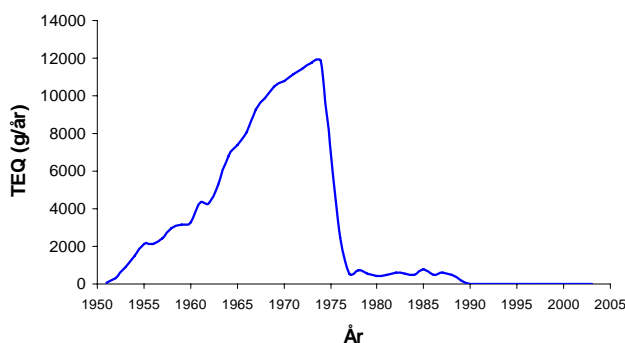
magnesiumfabrikk på Herøya i 2002, og helt eliminert ved stans av omsmelteanlegget, våren 2006.

Kilder for de øvrige miljøgiftene som dekkes av programmet er noe mer variable. Hg i sjømat ble overvåket på 1990-tallet ut fra mistanke om luftutslipp fra bruk av Hg-holdig malm ved Eramet Norway. Det ble da funnet en nedgang i Hg i torsk fram til 1999. Disse analysene gjentas i 2008/2009 og 2012 som en kontroll ca 10 år etterpå. 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. Det synes å være liten tilførsel av bromerte flammehemmere til fjordsystemet utover diffus sivilisatorisk belastning, men et utvalg analyser er tatt inn på bakgrunn av myndighetenes ønske om å styrke kunnskapen om disse forbindelsene i miljøet. Perfluorerte forbindelser har også diffus kilde, men er tatt med siden tidligere orienterende analyser har vist høye nivåer i blåskjell fra Langesundsfjorden (Bakke et al 2007).

a.



b.



Figur 1. Utslipp av dioksiner beregnet som 2,3,7,8-TCDD-toksisitetsekvivalenter til Frierfjorden fra magnesiumfabrikken på Herøya. Tall fra før 1987 er estimert ut fra relasjon til verdier av andre klorerte hydrokarboner. Kilde: Trond Gulbrandsen, Norsk Hydro Forskningscenteret. Dataene er presentert både i en logaritmisk (a.) og lineær (b.) skala. Figuren er modifisert fra Næs et al (2004).

3.6 Program for 2009

3.6.1 Miljøgifter i organismer

Overvåkingen i 2009 har fulgt det omforente langtidsprogrammet 2008 – 2012 utarbeidet av NIVA og HI i tilbud av 9 november 2007, med senere mindre justeringer. Programmet hadde følgende elementer:

- Dioksiner og n.-o. PCB i lever av torsk, skallinnmat av krabbe, blåskjell og filet av sjøørret (tidsserier)
- Dioksiner i fet og mager lever av torsk
- Dioksiner rekehaler.
- PCN og klororganiske forbindelser i lever av torsk (tidsserier)
- PBDE i torskelever og sildefilet
- PFAS i torskelever
- Hg i torskefilet
- Tinnorganiske forbindelser i sildefilet.

Analyse av klororganiske forbindelser og Hg i torskefilet 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 hhv lever og skallinnmat siden disse vevstypene viser den største akkumulering og mest pålitelige tidstrenden. I 2006, 2007 og 2008 ble det i tillegg gjort dioksinanalyser av filetprøver fra det samme utvalget av torsk som for leverprøvene fra stasjonene i Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland. Videre ble både klokjøtt og skallinnmat analysert i krabbep prøvene fra de samme områdene. Analysene av filet og klokjøtt skal gjentas i 2010.

Innsamlingen hadde følgende avvik fra programmet:

- I 2008 ved det en misforståelse bare laget en blandprøve av torskefilet fra Jomfruland for analyse av Hg. Programmet la opp til individuelle analyser og dette ble derfor gjort i 2009.
- Sild fra Frierfjorden ble utelatt da det ikke var mulig å få tak i materiale. Dioksiner ble i stedet analysert i blandprøven fra Langesundsfjorden som også gikk til analyse av PBDE og tinnorganiske forbindelser.

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

Tabell 1. Gjennomført analyseprogram for miljøgiftovervåkingen i Grenlandsfjordene i 2009. Analyseantall i parentes er i følge opprinnelig program.

Prøvetype	Sted	Antall analyser	Stedskode
Torsk			
Dioksiner i lever tidsserie	FLSJ	6	F: Frierfjord
Dioksiner i fet/mager lever	F	2	E: Eidangerfjord
PCN i lever	F	3	L: Langesund
Klororganiske i lever	FE	40	H: Helgeroa
PBDE i lever	FLJ	5	K: Klokkartangen
PFAS i lever	FLJ	5	J: Jomfruland
Hg i filet	J	20	
Krabbe			
Dioksiner i smør tidsserie	FLJ	3	
Blåskjell			
Dioksiner	LHK	3	
Sjørret			
Dioksiner i filet, tidsserie	L	1	
Sild			
PBDE i filet	L	1	
TBT i filet	L	1	
Reker			
Dioksiner i rekehaler	E	1	
Sum antall vevsanalyser		2008	
Dioksiner + n-o PCB		16	
PCN		3	
Klororganiske		40	
Tinnorganiske		2	
PBDE		6	
PFAS		5	
Hg		40	

3.7 Gjennomføring

3.7.1 Feltarbeid

Program

Hovedinnsamling av materiale (Tabell 2) ble foretatt på tokt med forskningsfartøyet "G.M. Dannevig" i perioden 26.11.2009 – 05.12.2009. Innsamlingsstedene er de samme som i tidligere overvåking. Nærmere detaljer om antall individer, vekt og lengde for de ulike prøvene er gitt i Vedlegg 1. Figur 2 viser kart over innsamlingsområdet med stedsangivelser for innsamlingene.

Tabell 2. Oversikt over innsamlet materiale 2009.

Art	Stasjon	Vev	Kroppsstørrelse cm	Antall individer i bland- prøver	Kommentar
Torsk	Frierfjorden, 1	Lever og filet	35-74	20	
	Frierfjorden, 2	Lever og filet	37-97	20	
	Frierfjorden, 3	Lever og filet	36-79	20	
	Frierfjorden, fettrik	Lever	36-97	20	
	Frierfjorden, fettfattig	Lever	38-74	20	
	Eidangerfjorden	Filet	36-74	20	
	Langesundsfjorden	Lever	36-57	20	
	Såstein	Lever	35-64	20	
	Jomfruland	Lever og filet	28-66	9	
Sjørørret	Langesundsfjorden	Filet	28-45	20	
Blåskjell	Croftolmen	Innmat	4-7	50	
	Helgeroa	Innmat	5-9	50	
	Klokkertangen	Innmat	6-10	50	
Krabber	Frierfjorden	Skallinnmat	12-18	15	hanner
	Langesundsfjorden	Skallinnmat	13-19	20	hanner
	Jomfruland	Skallinnmat	14-18	20	hanner
Sild	Langesundsfjorden	Filet	23-30	20	
Reker	Eidangerfjorden	Halekjøtt	16-26	75	

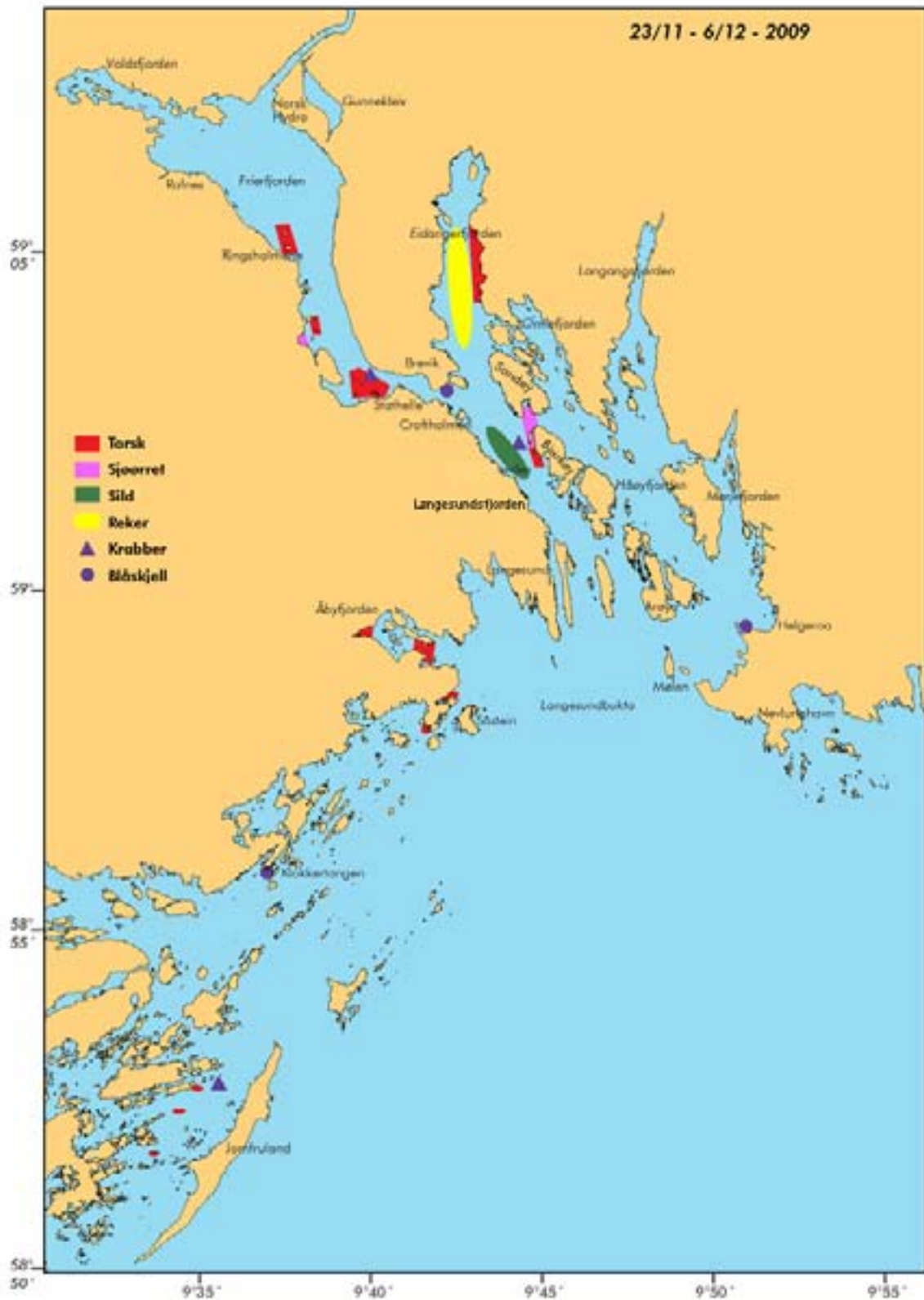
Innsamlingsmetoder

Torsk ble innsamlet med trollgarn og ruser, krabber med teiner, sild og ørret med flytegarn og blåskjell med egnet rive. Reker ble skaffet direkte fra tråler i Eidangerfjorden

3.7.2 Prøveopparbeidelse

Prøveopparbeidelse foregikk i hovedsak på ferskt materiale på toktet. Opparbeidede prøver ble oppbevart frosne på brente glass før analyse. Prøver av lever og filet på standardprogrammet for torsk er tatt fra de samme utvalg av individer. Det samme gjelder prøvene av skallinnmat og klokjøtt hos krabber. Som i 2008 ble det også analysert separate blandprøver av antatt fettrik og fettfattig torskelever fra Frierfjorden. Prøvene av fettfattig eller fettrik torskelever er tatt fra utvalgte individer i hele fiskematerialet fra Frierfjorden. Utvalget ble gjort ut fra visuell bedømmelse av levertilstand.

Alle analysene er basert på blandprøver, bortsett fra analysene av Hg i torskefilet fra Jomfruland, samt klororganiske forbindelser i torskefilet fra Frierfjorden og Eidangerfjorden som ble gjort på enkeltindivider.



Figur 2. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stedsangivelser for stasjoner/områder for innsamling. Symboler og skravering angir prøvetakingsstasjoner.

3.7.3 Kjemiske analysemetoder

Dioksiner og n.o.-PCB, samt PCN 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 utpå 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 multikolonne-system med ulike typer silika, aluminiumoksid og aktivt karbon. Bestemmelse av forbindelsene gjøres så vha. gasskromatografi med høyopløsende massespektrometri (GC/MS). En delprøve av hvert av ekstraktene ble brukt til gravimetrisk analyse av fettinnhold.

Øvrige klororganiske forbindelser omfatter pentaklorbenzen ble analysert ved Miljøtoksikologilaboratoriet, Norges veterinærhøgskole (NVH). Laboratoriet er akkreditert etter NS-EN 45001 og ISO/IEC Guide 25. Leverprøvene ble homogenisert og tilsatt intern standard (CB-29 and CB-112), deretter ekstrahert, rensed og analysert med GC etter Brevik (1978) med senere modifiseringer. Stoffdeteksjon ble gjort med MS og verifisert med reanalyse av utvalgte prøver ved bruk av ECD. 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, rensed 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, rensed med ENVI-Carb, analysert med HPLC i kombinasjon med høytoppløselig MS og de enkelte forbindelsene kvantifisert ved hjelp av QuanLynx programvare.

Analyse av Hg ble gjort av NIVA etter Norsk Standard, NS 4768 (*Vannundersøkelse. Bestemmelse av kvikksølv ved kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri Oksidasjon med salpetersyre. 1. Utg. 1989*).

Tinnorganiske forbindelser ble analysert ved at homogeniserte filetprøver først ble tilsatt indre standard og deretter oppsluttet med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres forbindelsene med organiske løsningsmidler. Ekstraktene renses ved hjelp av gelpermeasjons-kromatografi og oppkonsentreres før de analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon (GC-AED). De ulike forbindelsene identifiseres ut fra retensjonstid og kvantifiseres på basis av den indre standarden.

Rådata fra analysene er gitt i Vedlegg 2 og 3.

3.7.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter for klorerte organiske stoffer

Flere halogenerte hydrokarboner gir giftighet gjennom den samme mekanismen (f.eks. PCBer og dioxiner). 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:

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

Dette er den mest vanlige måten å presentere dioksinnivåer på. I rapportene fra langtidsprogrammet er de seneste TEF-verdier (for menneske/pattedyr) for dioksinene ($TE_{PCDF/PCDD}$) og n.o.-PCB ($TE_{n.o.-PCB}$) fra WHO anvendt (Van den Berg et al. 1998). Beregningen av TE for PCN (TE_{PCN}) er etter de indikerte TEF-verdiene på 0,002 for 1,2,3,5,6,7-HxCN og 0,003 for 1,2,3,4,5,6,7-HpCN fra Hanberg et al. (1990).

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 de nåværende ekponeringen i den norske befolkning (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.

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). Tidstrend etter 2006 er i første rekke basert på en vurdering av de grafiske fremstillinger av tidsutvikling av TEF for dioksiner, n.o.-PCB, PCN og klororganiske forbindelser. Ny statistisk trendanalyse er planlagt igjen etter at resultatene fra 2011 er tilgjengelige.

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."

4. Resultater

4.1 Fettinnhold

Fettinnholdet i de ulike vevstypene er vist i Tabell 3. Rådata er gitt i Vedlegg 2. Det var en klar nedadgående trend i fettinnhold i torskelever fra midt på 1990-tallet til 2006, spesielt i Frierfjorden. I 2007 og 2008 ble denne trenden reversert. Dette har fortsatt i 2009 med en økning ifra 2008 på 9 % i Frierfjorden (ikke signifikant) og 31 % i Langesundsfjorden (ikke testbart). Tabell 3 viser også at visuell forhåndskarakterisering av lever som fettrik eller fettfattig var pålitelig både i 2008 og 2009. Bortsett fra en halvering av fettinnholdet i blåskjell fra Helgeroa, ble det bare registrert små og usystematiske endringer fra 2008 til 2009 for de øvrige artene.

Tabell 3 Fettinnhold (%) i vevsprøvene fra 2009 og 2008 (for sild og reker 2006).

Arter/prøvesteder	2009	2008
Torskelever		
Frierfjorden 1	21,4	14,3
Frierfjorden 2	16,1	15,8
Frierfjorden 3	14,8	17,7
<i>Frierfjorden gjennomsnitt</i>	<i>17,4</i>	<i>15,9</i>
Frierfjorden, fettrik lever	36,5	34,6
Frierfjorden, fettfattig lever	7,0	12,5
Langesundsfjorden	38,7	29,6
Såstein	36,6	37,2
Jomfruland	36,4	39,9
Sjørret		
Langesundsfjorden	1,0	1,4
Blåskjell		
Crotholmen	1,6	1,3
Helgeroa	0,7	2,0
Klokkertangen	0,9	1,0
Krabbesmør (hanner)		
Frierfjorden	10,6	8,3
Langesundsfjorden	12,5	11,0
Klokkertangen/Jomfruland	11,4	10,6
Sild		
Langesundsfjorden	14,4	10,7 (2006 Eidangerfj.)
Reker		
Eidangerfjorden	0,6	0,5 (2006 Mølen)

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

4.2.1 Tilstand 2009

Hovedresultatene fra analysene av dioksiner og n.o.-PCB uttrykt som toksisitetsekvivalenter, TE, er gitt i Tabell 5. Rådata er gitt i Vedlegg 2. Gjennomsnittlig dioksininnhold i torskelever fra Frierfjorden var omtrent det samme som i 2008. I områdene lenger ute var det klar økning siden 2008 (35 – 45 %).

Dioksininnholdet var på våtvektsbasis 57 % høyere i fettrik enn i fettfattig torskelever fra Frierfjorden, noe som er samme tendens som i 2008. (Tabell 4). På fettvektsbasis var tendensen omvendt begge årene. Resultatene understøtter den statistiske tidstrendanalysen i 2006 for Frierfjorden (Bakke et al, 2007, vedlegg 1, Figur 6) som viste at når fettinnholdet ble høyere enn ca 20 % så synes dioksinnivået på våtvektsbasis i mange tilfeller å flate ut.

Tabell 4. Dioksin- og fettinnhold i hhv fettrik og fettfattig torskelever fra Frierfjorden i 2009 og 2008.

Prøvetype	2009		2008		
	Dioksiner v.v. ngTE/kg	Dioksiner fett % fett	Dioksiner v.v. ngTE/kg	Dioksiner fett % fett	Dioksiner fett ngTE/g fett
Fettrik lever	790	36,5	483	34,6	1,40
Fettfattig lever	503	7	333	12,5	2,66

Dioksinnivå i filet av sild var 14 % høyere enn det som ble funnet i sild fra Langesundsfjorden i 2004, og omtrent dobbelt så høyt som i sjørørret fanget sammen sted. Høyere nivå i sild enn i sjørørret har vært hovedtendensen helt siden 2001.

Blåskjell fra Langesundsfjorden overskred så vidt EUs grenseverdi for fisk og fiskerivarer på 4 ngTE/kg våtvekt (Økland et al. 2005), men viste som tidligere klart fallende dioksinnivå videre utover.

Skallinnmat hannkrabber hadde omtrent samme dioksinnivå i Frierfjorden og Langesundsfjorden, mens krabber fra Jomfruland lå på ca 1/4 av dette. Denne forskjellen var omtrent som i 2008.

Dioksiner i rekehaler fra Eidangerfjorden lå så vidt over EUs grenseverdi for fisk og fiskerivarer. Nivået var likevel bare ca 1/3 av det som ble funnet i Eidangerfjorden i 2004.

I undersøkelsen i 2009 var det bare ørretfilet fra Langesundsfjorden og blåskjell fra Helgeroa og Klokkartangen som tilfredsstilte EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

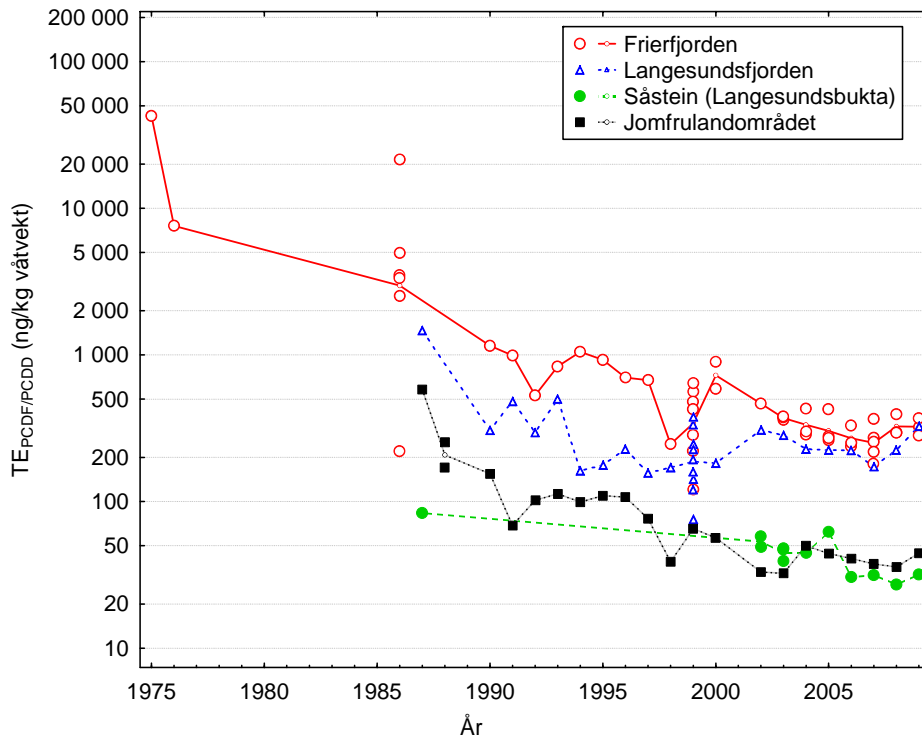
Tabell 5. Toksisitetsekvivalenter (ng TE/kg våtvekt) av dioksiner og n.o.-PCB fra 2009. Prøver markert med grønt tilfredsstillende EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer (4 ng TE/kg våtvekt, Økland et al. 2005).

Arter/prøvesteder	Dioksiner	no-PCB
Torskelever		
Frierfjorden 1	323	73,0
Frierfjorden 2	371	101
Frierfjorden 3	282	73,9
Gjennomsnitt av 1-3	325	82,6
Frierfjorden, fettrik lever	790	260
Frierfjorden, fettfattig lever	503	109
Langesundsfjorden	327	68,6
Såstein	44,5	33,0
Jomfruland	32,6	23,0
Sjørret		
Langesundsfjorden	2,26	2,00
Blåskjell		
Crotholmen	4,33	0,23
Helgeroa	2,86	0,20
Klokkertangen	1,51	0,13
Krabbesmør (hanner)		
Frierfjorden	235	9,93
Langesundsfjorden	242	9,57
Klokkertangen/Jomfruland	56,4	4,60
Sild		
Langesundsfjorden	4,18	0,85
Reker		
Eidangerfjorden	4,60	0,18

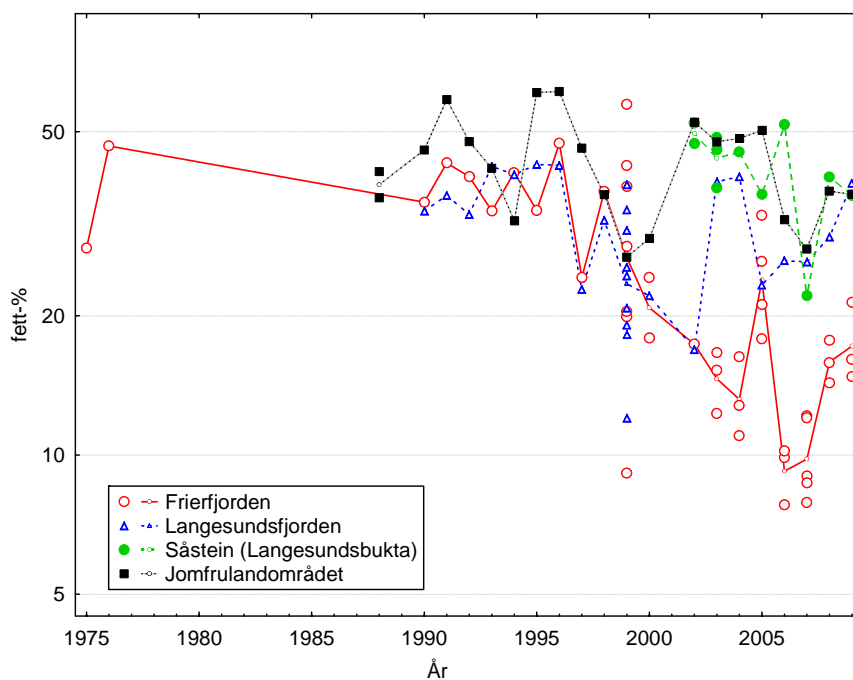
4.2.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2009

Torsk, lever

Resultatene fra 2009 på dioksiner i torskelever (Figur 3) avviker ikke nevneverdig fra tidsutviklingen som har pågått siden ca 2000. Det har over lenge tid vært en klart nedadgående trend i TE av dioksiner på våtvektsbasis både i Frierfjorden og ved Såstein/Jomfruland. I Langesundsfjorden har nivåene endret seg lite siden ca 1995, og viser heller en svak oppadgående tendens. De siste årene synes endringene å følge endringene i fettinnhold (Figur 4).



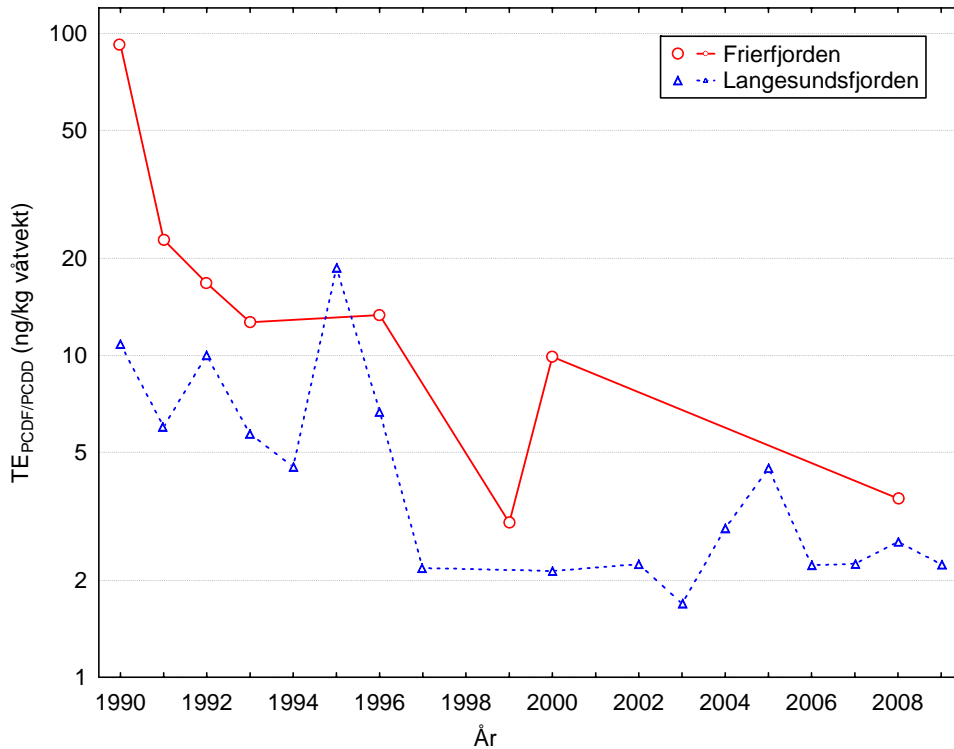
Figur 3. Dioksiner i torskelever på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) som funksjon av tid til og med 2009. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper inntrykket av reduksjonen over tid.



Figur 4. Fettinnhold i torskelever (%) som funksjon av tid til og med 2009. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier.

Sjørret

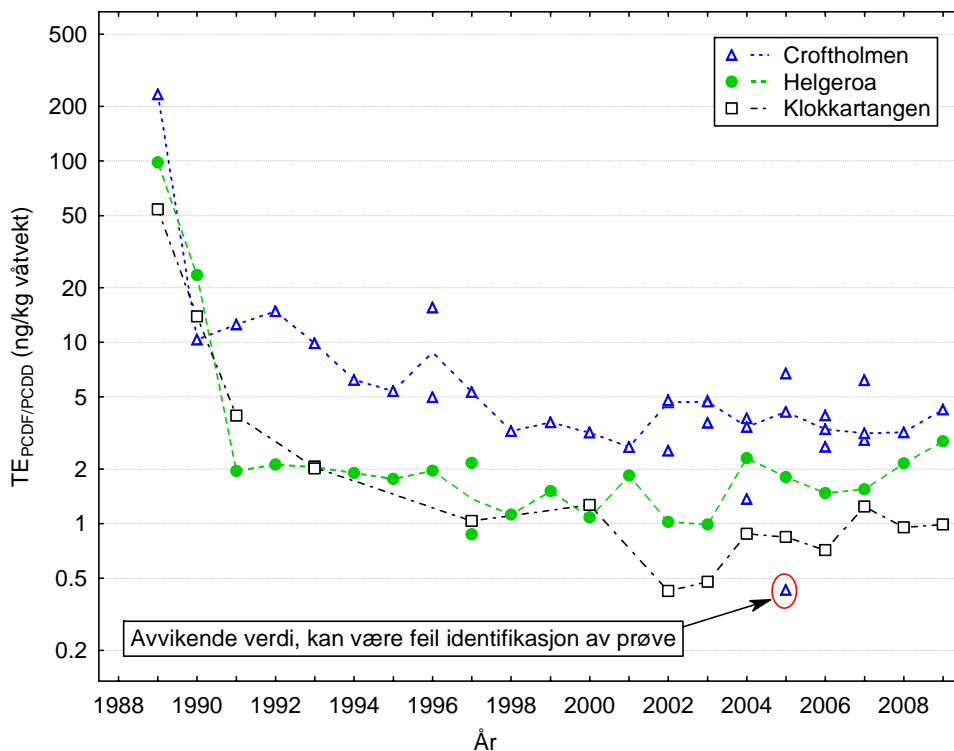
Utviklingen i dioksinkonsentrasjoner i filet av sjørret på våtvektsbasis er vist i Figur 5. Sjørret fra Langesundsfjorden har i hele overvåkingsperioden (bortsett fra i 1995) hatt lavere dioksinnivå enn i Frierfjorden, nivået har med unntak av enkelte år holdt seg stabilt på like over 2 ngTE/kg våtvekt fra ca 1997 til 2009.



Figur 5. Konsentrasjoner av dioksiner i filet fra sjørret på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

Blåskjell

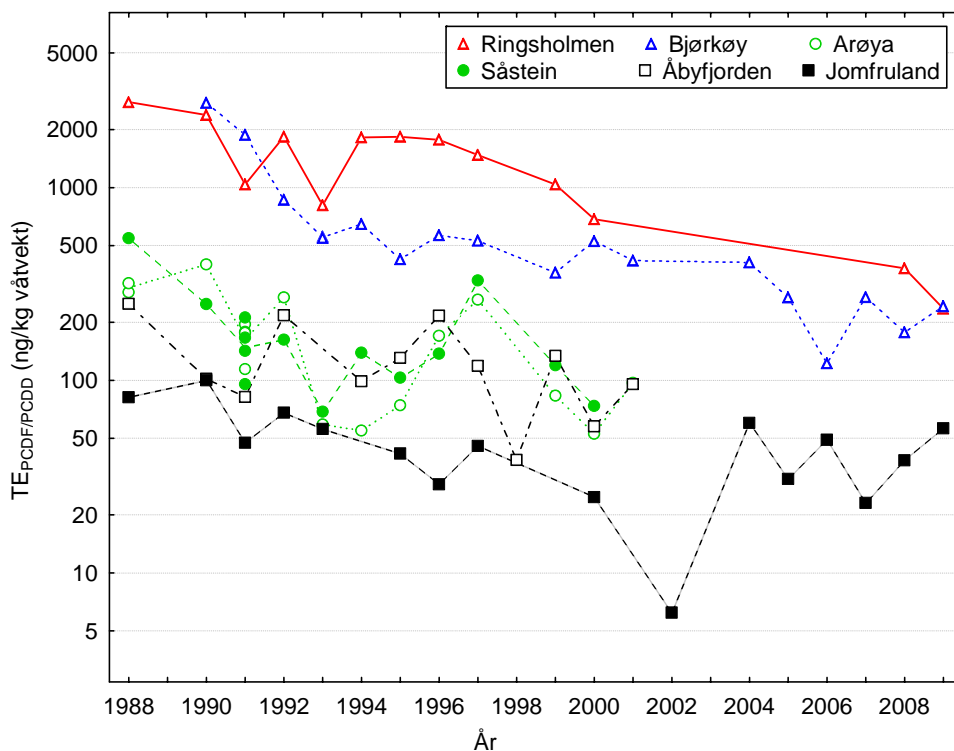
Konsentrasjon av dioksiner i blåskjell på våtvektbasis viser ingen klar reduksjon over tid på noen av stasjonene i tidsrommet 1997-2009 (Figur 6). Ved Helgeroa og Klokkartangen styrker 2009-resultatene en tendens til økning i dioksinnivå som er observert siden ca 2002. Nivåene ligger fortsatt mer enn 10 ganger over antatt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder ($< 0,2$ ngTE/kg våtvekt, Molvær et al. 1997). I forhold til tidsrommet må man regne med en relativt høy utskifting av individene i de bestandene som samles. Dette betyr at overflatevannet fra Langesundsfjorden og utover fortsatt forsynes med løst eller partikulært bundet dioksin i tilstrekkelig mengde til å opprettholde forurensningsgraden i en filtrerende grunnvannsart som blåskjell. Man bør vurdere å gjennomføre en spesialundersøkelse for å finne kilden til at dioksinnivået i blåskjell er vedvarende høyt i forhold til bakgrunn.



Figur 6. Konsentrasjoner av dioksiner i blåskjell på våtvektbasis (ngTE/kg våtvekt) fra Langesundsfjorden (Croftholmen), Helgeroa og Klokkertangen som funksjon av tid. Alle replikater er vist. Linjene er trukket mellom medianverdier. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

Taskekrabbe

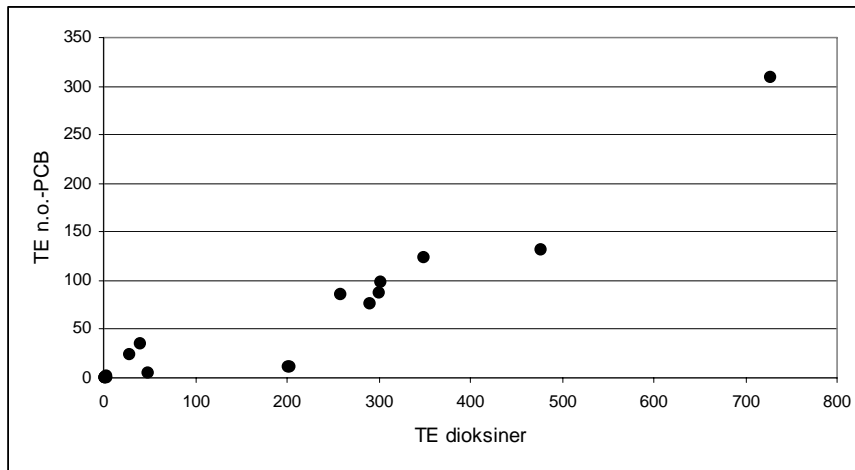
Dioksininnholdet i skallinnmat (krabbesmør) av hannkrabbe fra Frierfjorden ble ikke analysert mellom 2000 og 2008. Tidligere prøver ble tatt ved Ringsholmene, mens prøvene i 2008 og 2009 ble tatt i ytre del av fjorden (Figur 2). I Frierfjorden har det vært en nedadgående trend i hele perioden siden målingene begynte 1988, og resultatene fra 2008 og 2009 følger dette mønsteret (Figur 7). Sammenlikningen er imidlertid ikke helt pålitelig siden stasjonsplasseringen er blitt noe endret etter 2000. Utviklingen i Langesundsfjorden er fulgt nærmest årlig. Konsentrasjonene synes å ha stabilisert seg på samme nivå siden 2005 og i 2009 var nivået likt i Frierfjorden og Langesundsfjorden. Nivåene fra Jomfruland ligger klart lavere enn dette, men har ikke endret seg systematisk etter 2004. Det er ingen god forklaring på det avvikende lave nivået funnet i 2002.



Figur 7. Konsentrasjoner av dioksiner i krabbesmør fra hanner fra Grenlandsområdet på våtvektbasis (ngTE/kg våtvekt) som funksjon av tid. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

4.3 non-ortho PCB

Toksisitetsekvivalenter av n.o.-PCB for alle prøvene er gitt i Tabell 5. Rådata er gitt i Vedlegg 2. Som tidligere år kom det største bidraget til total sumTE (summert for dioksiner og n.o.-PCB) fra dioksiner: 53 – 95 %. Det var en signifikant positiv korrelasjon (korr.koeff.: 0,94) mellom sumTE_{PCDF/D} og sumTE_{n.o.-PCB} i (Figur 8). Høyest relativt innhold av n.o.-PCB ble funnet i torskelever fra Såstein og Jomfruland (53-54 %) og en økning i relativt innhold av n.o.-PCB i torskelever utover mot kysten ble også funnet i 2007 og 2008.

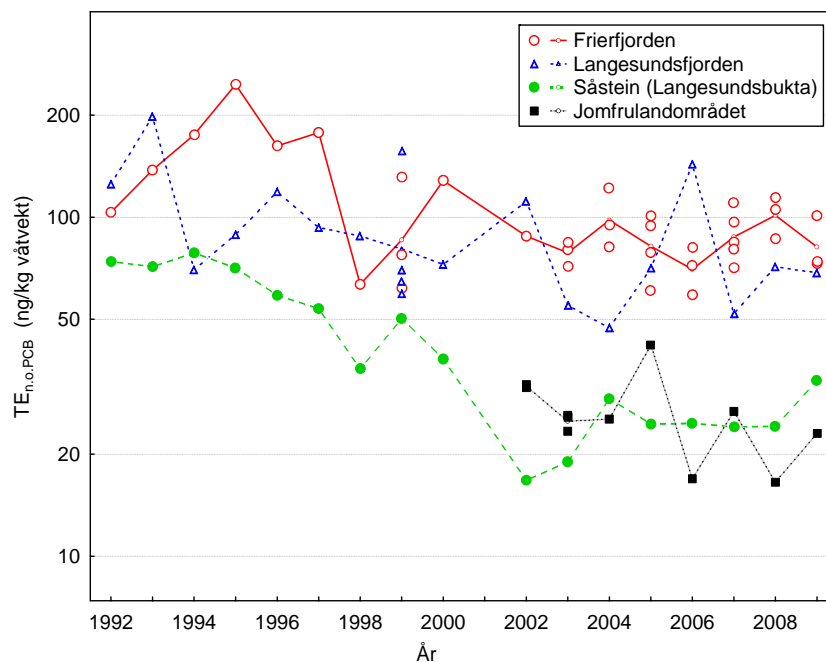


Figur 8. Forholdet mellom innholdet av TE av dioksiner og n.o.-PCB i alle vevsprøvene fra 2009.

4.3.1 Tilstand og tidsutvikling

Torsk

Tidsutviklingen i n.o.-PCB i torskelever er vist i Figur 9 og reflekterer i stor grad tidsutviklingen for dioksiner.



Figur 9. Konsentrasjoner av n.o.-PCB i torskelever 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. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

Øvrige arter

I filet av sjøørret fra Langesundsfjorden utgjorde n.o.-PCB 14 % av sum TE og den relative andelen har endret seg lite og usystematisk de siste 5 årene.

I blåskjell utgjorde n.o.-PCB 6-9 % av sum TE i 2009. I perioden 2001-2009 har det ikke vært noen systematisk endring i nivå av n.o.-PCB på noen av stasjonene.

I krabbesmør fra Frierfjorden og Langesundsfjorden utgjorde n.o.-PCB 5 % av sum TE i 2009. Ved Jomfruland var tilsvarende andel 10 %. Det har ikke vært noen entydig endring i relativt nivå av n.o.-PCB i skallinnmat i perioden 2001-2008.

Non-ortho PCB i sild fra Langesundsfjorden utgjorde 21 % av sum TE i 2009. Tilsvarende ved forrige måling i 2004 var 22 %.

Non-ortho PCB i rekehaler fra Eidangerfjorden utgjorde 5 % av sum TE i 2009. Tilsvarende ved forrige måling samme fjord i 2004 var 2 %.

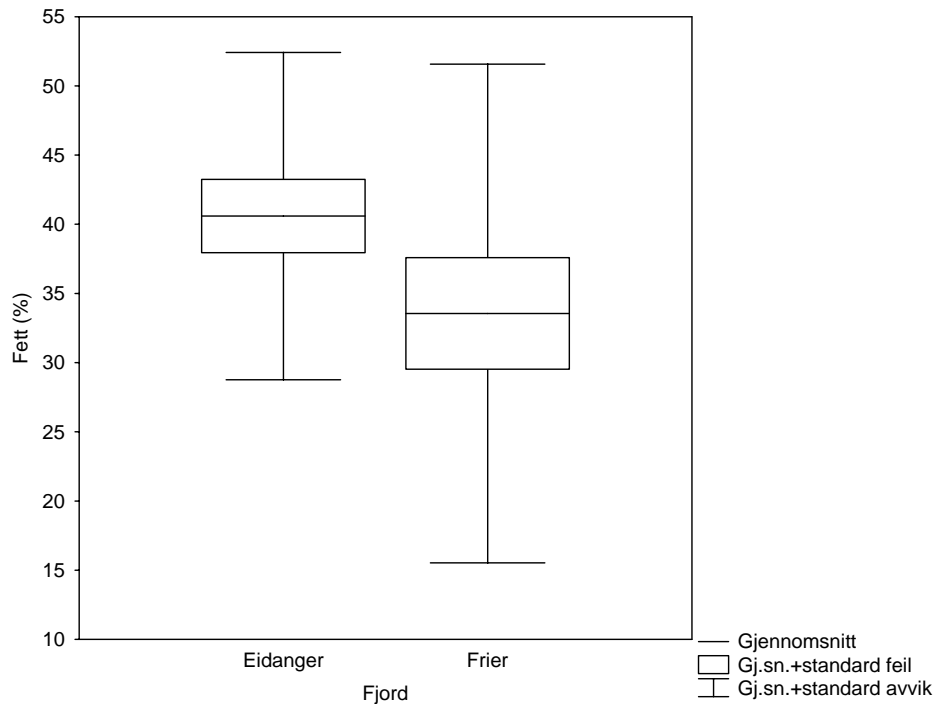
4.4 Øvrige klororganiske forbindelser i torskelever

Tidsserien av heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekaklorbifenyyl (DCB; PCB-209) i individuelle torskelever dekker i hovedsak årlige analyser fra 1975 til 2001; deretter er det gjort analyser hvert annet år f.o.m. 2005. Analysene i 2009 omfatter 20 individer fra Frierfjorden og 20 individer fra Eidangerfjorden. Rådata er gitt i Vedlegg 3 (kapittel 7.3). Vedlegget inkluderer også analyse av forbindelsene PCB-153 og pentaklorbenzen, 5CB, som bare er analysert siden 2005). Data for fettinnholdet i torskelever (individuelle prøver) foreligger ikke for de tidligste årene (før 1990) og tidsutviklingene er følgelig bare presentert på våtvektsbasis.

4.4.1 Tilstand 2009

Fettinnhold

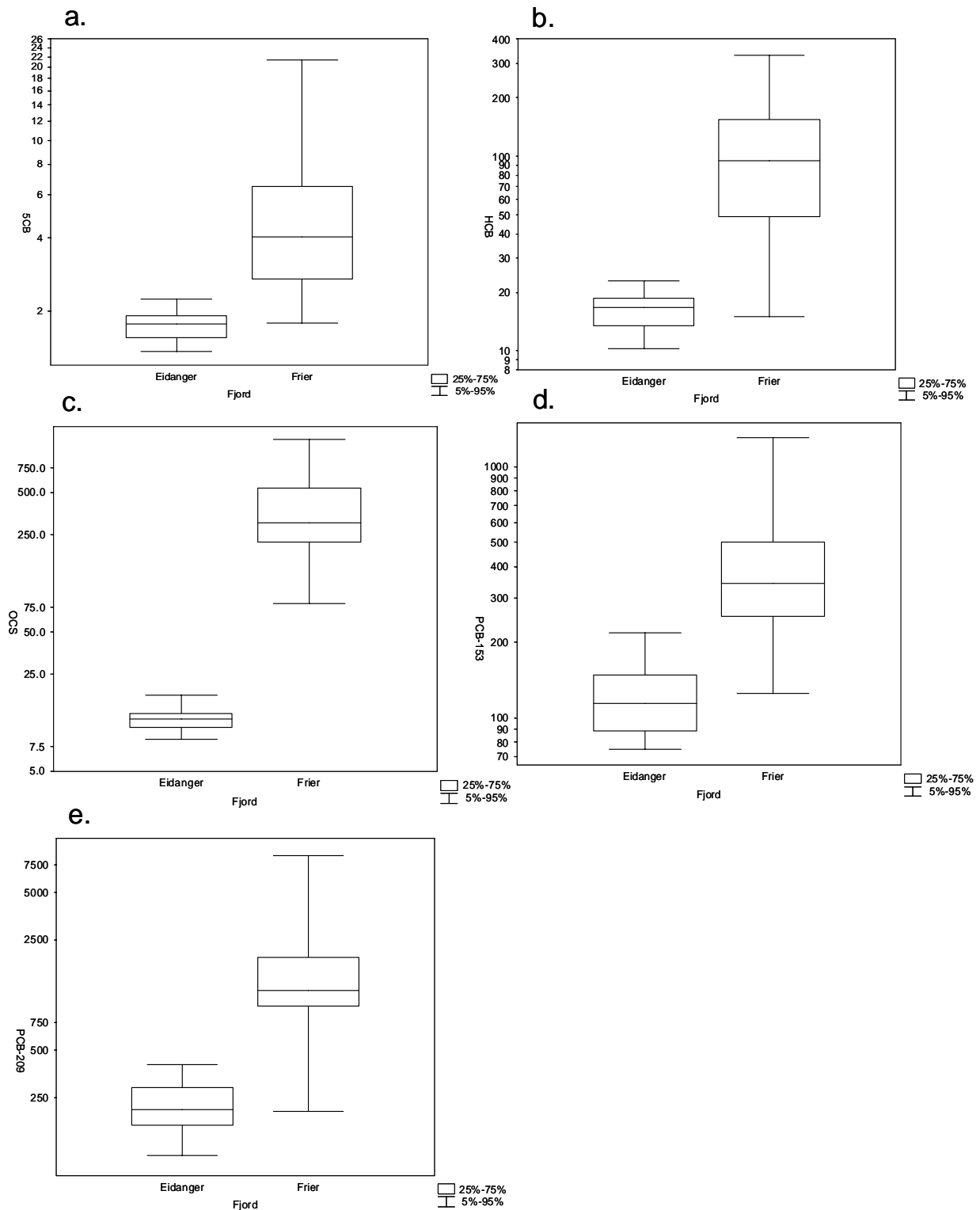
Figur 10 viser gjennomsnittlig fettinnhold i individuelle torskeleverprøver fra Eidangerfjorden og Frierfjorden i 2009 (med standard feil og standard avvik). Det var en tendens til lavere fettinnhold i torskelever fra Frierfjorden, dog ikke signifikant ($p=0,15$; t -test/ANOVA), på grunn av stor individuell variasjon. I 2007 ble det tilsvarende observert en tendens til lavere fettinnhold i torskelever fra Frierfjorden sammenlignet med Eidangerfjorden. Det bør påpekes at gjennomsnittlig fettprosent i de individuelle prøvene var nesten dobbelt så høy som i gjennomsnittet fra blandprøvene til dioksinanalyse. Forskjellen kan skyldes dels at utvalget av individer er noe forskjellig, dels at analysen er gjort ved to ulike laboratorier. Den har ikke noen betydning for tolkningen av resultatene, men bør følges opp i videre overvåking.



Figur 10. Gjennomsnittlig fettinnhold (%) i lever av torsk fra Eidangerfjorden (n=20) og Frierfjorden (n=20), samt standard feil og standard avvik, 2009

Klororganiske forbindelser

Forskjeller mellom de to fjordene i konsentrasjon av de klororganiske forbindelsene i 2009 er vist på våtvektbasis (Figur 11). Gjennomsnittskonsentrasjonen var høyest i Frierfjorden for alle stoffene. Forskjeller mellom fjord (Frierfjorden versus Eidangerfjorden) i konsentrasjon av de ulike stoffene i individuelle prøver av torskelever er testet med kovariansanalyse (ANCOVA) med fjord som kategorisk forklaringsvariabel, fettprosent som kontinuerlig forklaringsvariabel (kovariabel) og de enkelte stoffene som avhengige responsvariabler. Analysen viste at det var ulike gjennomsnittskonsentrasjoner i de to fjordene, også når man korrejerer for ulikt fettinnhold.

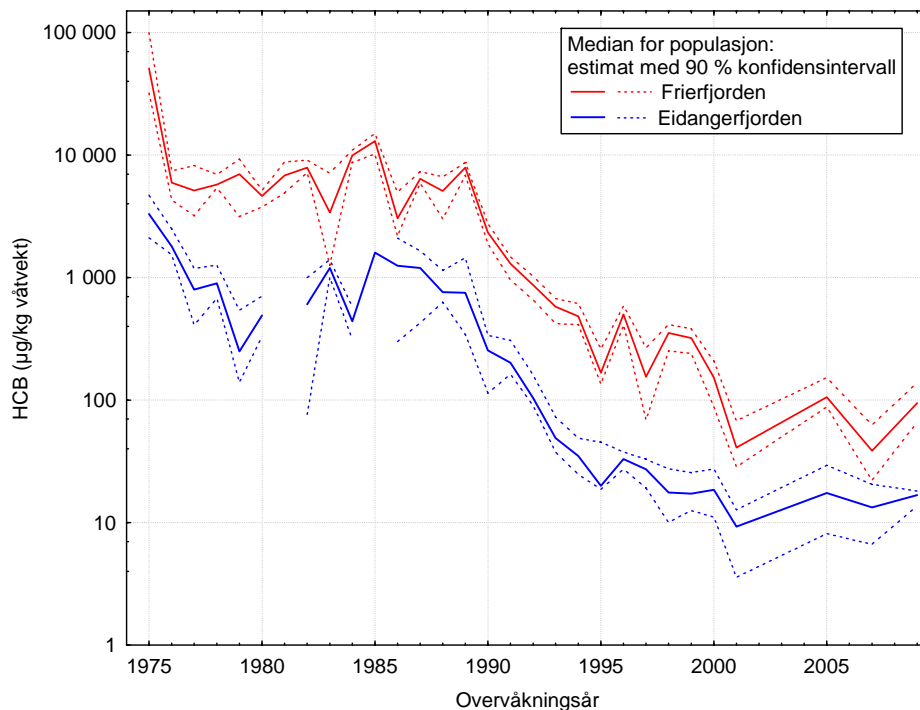


Figur 11. Sammenlikning av median konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av a: pentaklorbenzen (5CB), b: heksaklorbenzen (HCB), c: oktaklorstyren (OCS), d: PCB-153 og e: dekalorlobifenyl (DCB, PCB-209), i lever av torsk fra Eidangerfjorden ($n=20$) og Frierfjorden ($n=20$) i 2009. Figuren angir også kvartiler (25 % og 75 % percentilene), samt 5 % og 95 % percentilene. Y-aksen er angitt på log-skala.

4.4.2 Tidsutvikling

HCB

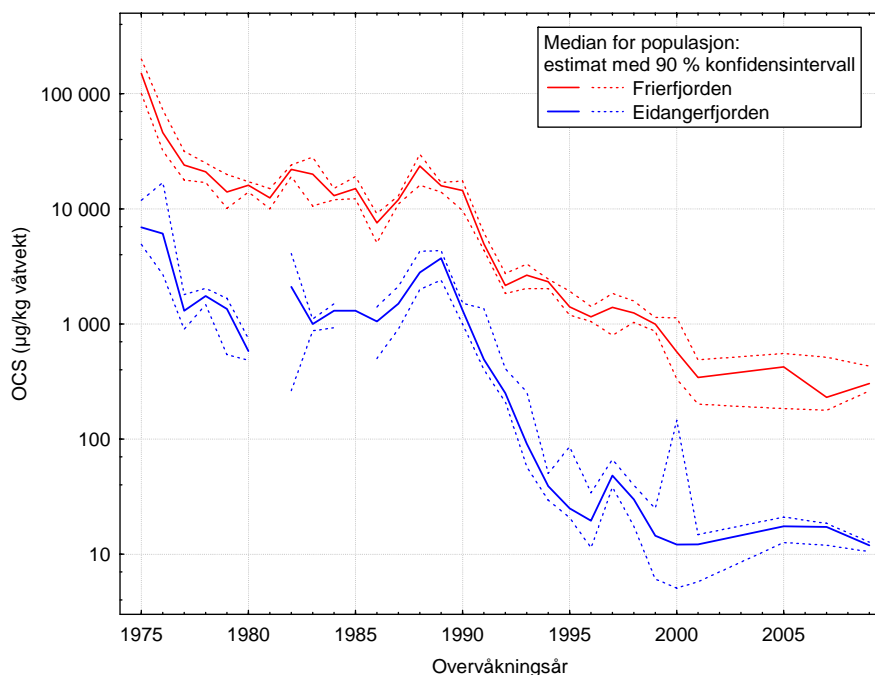
Tidligere overvåkingsrapporter påpekte en markert nedgang i nivåene av HCB i perioden 1989 – 1995 i torsk fra både Frierfjorden og Eidangerfjorden, etterfulgt av gradvis langsommere reduksjon. Fra 2001 til 2009 har det ikke vært noen reduksjon i HCB-nivå i noen av fjordene (Figur 12). Median-konsentrasjonen av HCB på våtvektsbasis klassifiserer fortsatt torskelever i Frierfjorden som markert forurenset (klasse III) i henhold til Klifs klassifiseringssystem for miljøkvalitet (Molvær et al. 1997). Prøvene fra Eidangerfjorden har vært klassifisert som ubetydelig til moderat forurenset (klasse I og II) siden ca år 2000 og videre reduksjon her ville være marginal og uten praktisk betydning.



Figur 12. Median konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av heksaklorbenzen (HCB) i lever av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1975-2009. Merk at nivåene er gitt på log-skala og derfor demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

OCS

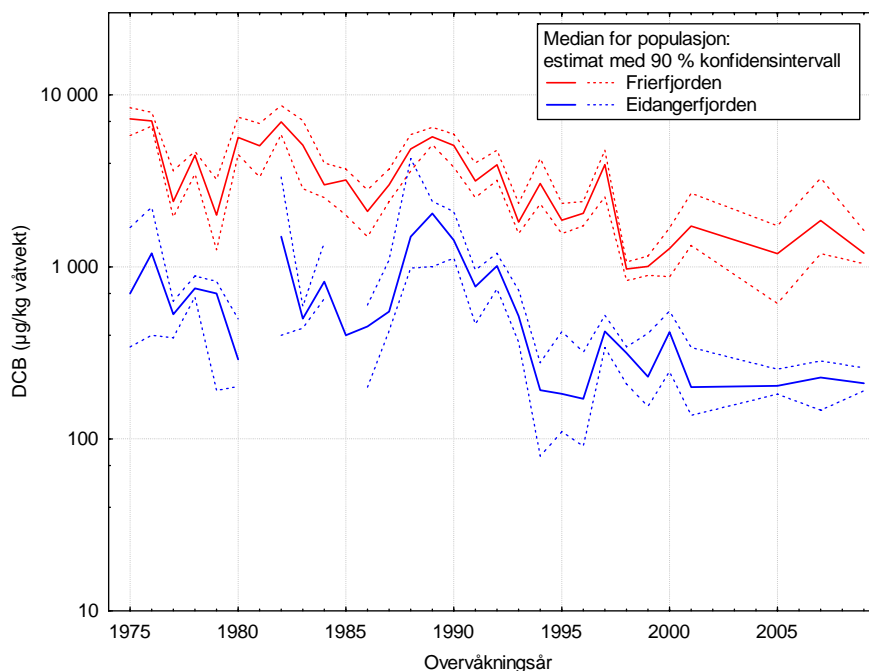
Også for OCS var det en klar nedgang i nivå fra ca 1989-90 til 1999 i begge fjordene, spesielt markert i Eidangerfjorden (Figur 13). Reduksjonen i OCS har gått langsommere i Frierfjorden etter ca 2000, men tendensen til og med 2009 er at nivåene fortsatt synker (ikke testet statistisk). I 2009 ligger nivået her fortsatt ca 100 ganger over det som ansees å være grensen for høyt bakgrunnsnivå på 5 µg/kg våtvekt (Green og Knutzen 2003). I Eidangerfjorden har OCS-nivået flatet ut etter ca 2000 på et nivå tilsvarende det dobbelte av grensen for høyt bakgrunnsnivå. Den videre nedgangen i Eidangerfjorden forventes derfor å være marginal.



Figur 13. Median konsentrasjon (µg/kg våtvekt) av oktaklorstyren (OCS) i lever av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1975-2009. Merk at nivåene er gitt på log-skala og derfor demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

DCB

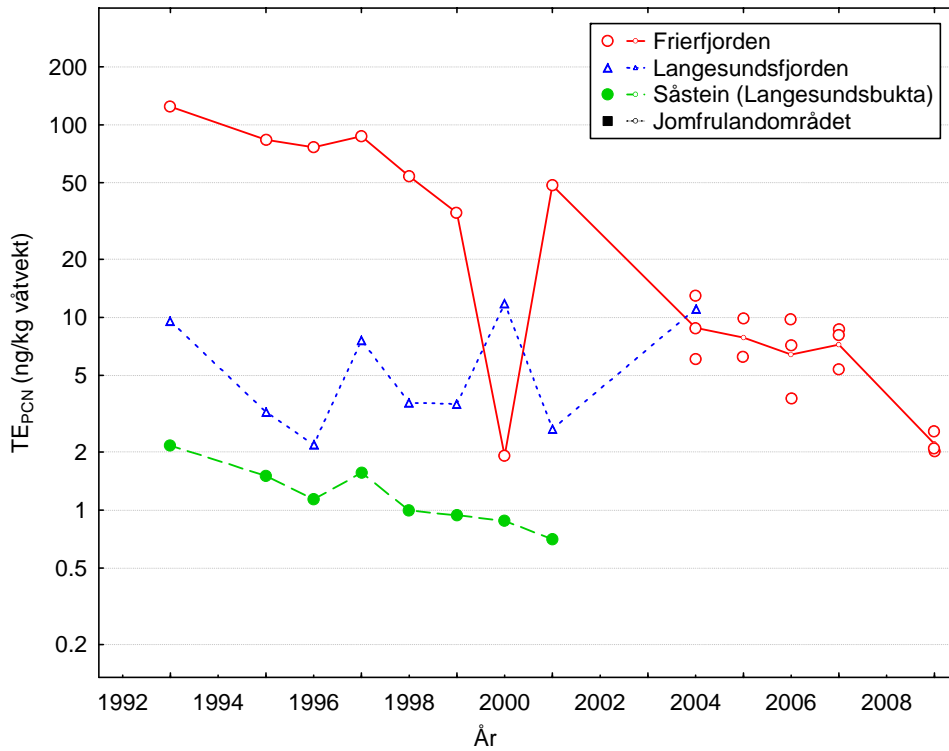
Etter en gradvis reduksjon i DCB-nivå fram til midt på 90-tallet i begge fjordene har det ikke vært noe systematisk endring i mediankonsentrasjoner (Figur 14). Nivåene har holdt seg relativt konstante og er fortsatt henholdsvis 400 ganger (Frierfjorden) og 80 ganger (Eidangerfjorden) høyere enn antatt høyt bakgrunnsnivå på 5 µg/kg våtvekt (Green og Knutzen 2003).



Figur 14. Median konsentrasjon (µg/kg våtvekt) av dekalorbifenyl (DCB) i lever av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1975-2009. Merk at nivåene er gitt på log-skala og derfor demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

4.5 Polyklorerte naftalener (PCN) i torskelever

Konsentrasjonene av PCN i de tre parallelle torskeleverprøvene fra Frierfjorden varierte fra 9,5 ngTE/kg våtvekt til 16,8 ngTE/kg våtvekt (**Figur 15**, rådata for konsentrasjoner finnes i vedlegg 2). Tidsutviklingen av PCN i torskelever fra Frierfjorden er overvåket nesten årlig siden 1993, og har vist en jevn nedgang på våtvektsbasis over tid. I perioden 2004-2007 synes dette å flate ut, men resultatene fra 2009 viser igjen et fall på henimot 75 % i forhold til disse årene, og totalbildet er et relativt jevnt fall (på logskala) i hele tidsserien. PCN-analysene skal etter programmet gjentas i 2012.



Figur 15. Utviklingen i innhold av PCN (ngTE/kg våtvekt) i blandprøver av torskelerver fra Frierfjorden siden 2004 (gjennomsnitt \pm standardavvik).

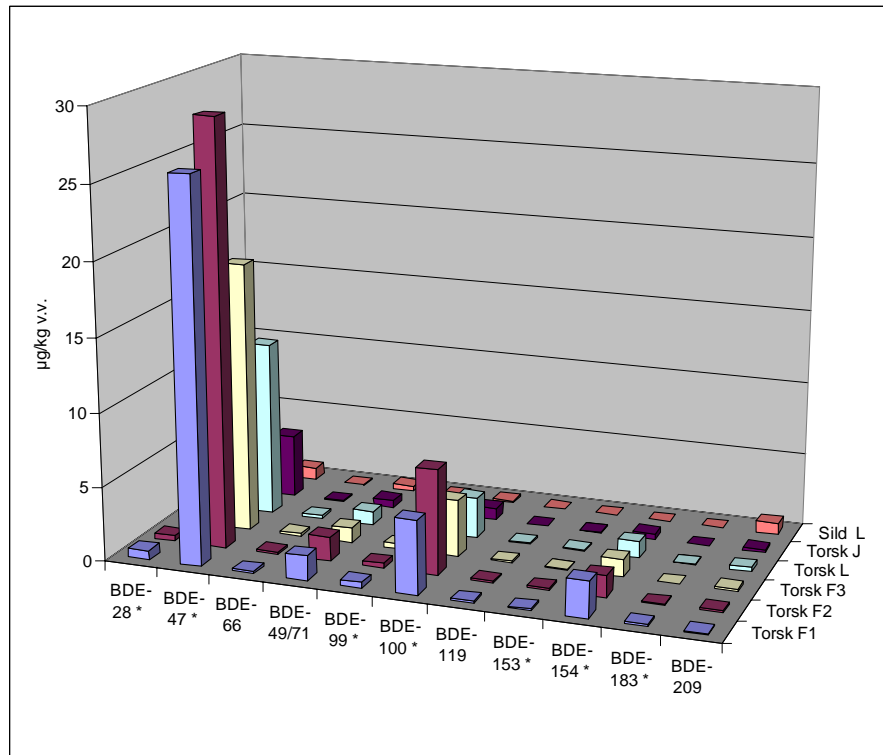
4.6 Bromerte flammehemmere (PBDE) i torskelever og sildefilet

Sum PBDE₇ i de tre blandprøvene av lever fra Frierfjorden varierte mellom 24,2 og 38,4 µg/kg våtvekt (gjennomsnitt 32,4 µg/kg) (Tabell 6). BDE-47 ga det største bidraget til sumPBDE₇ i torskelever, fulgt av BDE-100 og til dels BDE-54 (Figur 16). Det var en gradvis reduksjon i konsentrasjon av sumPBDE₇ utover fjordsystemet til 5,88 µg/kg ved Jomfruland. PBDE er ikke tidligere analysert i torskelever fra Grenland, men til sammenlikning fant Fjeld et al. (2004) sumPBDE₇ på 7,94 µg/kg våtvekt i en blandprøve av torskelever fra Færder og 101-104 µg/kg i to blandprøver fra Indre Oslofjord. Under CEMP-programmet er det funnet nivåer av BDE-47 i området 15-50 µg/kg. I individuelle leverprøver fra ulike steder i Barentshavet er det funnet nivåer av sumPBDE₇ fra 2,6 til 23,0 µg/kg våtvekt (Bakke et al. 2008). I alle disse prøvene dominerte også BDE-47 og BDE-100. Det ser altså ut til at BPDE i torskelever ligger på nivå med det som er funnet i andre fjorder omkranset av tett bebyggelse, men lavere enn nivåene i indre Oslofjord.

Sildefilet fra Langesundsfjorden hadde betydelig lavere PBDE-innhold enn torskelever og en annen komponentprofil (Figur 16). I sild ble det funnet omtrent lik mengde av BDE-47 og BDE-209 (den eneste dekabrom-forbindelsen), etterfulgt av BDE-49/71. Vi kjenner ikke til tidligere analyser av PBDE i sild.

Tabell 6. Innhold av PBDE (µg/kg våtvekt) i blandprøver av torskelever og sildefilet i 2009. Sum PBDE₇ er summen av komponentene merket med *. Nivåer over deteksjonsgrensen er skyggelagt.

Prøve	BDE-28 *	BDE-47 *	BDE-66	BDE-49/71	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	Sum BDE
Torsk F1	0,61	25,89	0,18	1,68	0,01	0,02	0,38	5,00	0,12	0,02	0,12	2,48	0,12	0,04	0,05	0,07	34,59	71,39
Torsk F2	0,36	28,91	0,15	1,67	0,01	0,03	0,34	7,14	0,10	0,02	0,11	1,46	0,03	0,08	0,08	0,14	38,36	79,01
Torsk F3	0,34	18,38	0,16	1,03	0,01	0,03	0,31	3,83	0,12	0,02	0,07	1,21	0,03	0,10	0,08	0,18	24,18	50,10
Torsk L	0,37	11,90	0,19	0,93	0,01	0,02	0,37	2,77	0,09	0,04	0,07	1,12	0,03	0,13	0,13	0,29	16,64	35,09
Torsk J	0,15	4,33	0,08	0,53	0,01	0,02	0,11	0,83	0,04	0,02	0,04	0,39	0,01	0,09	0,09	0,19	5,88	12,81
Sild L	0,05	0,85	0,04	0,36	0,01	0,01	0,15	0,14	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,79	1,24	3,74



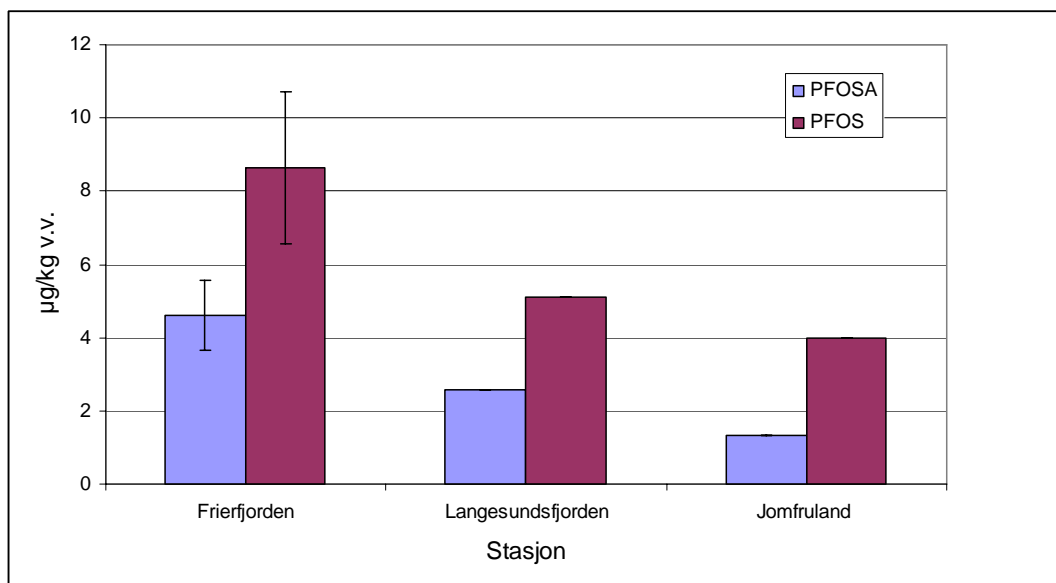
Figur 16. PBDE-profil (nivåer som µg/kg våtvekt) i torskelever og sildefilet fra Grenlandsfjordene 2009. F: Frierfjorden, L: Langesundsfjorden, J: Jomfruland.

4.7 Perfluoralkylforbindelser (PFAS) i torskelever

Av de analyserte PFAS-forbindelsene var det bare PFOSA (heptadekafluor-1-oktansulfonamid) og PFOS (perfluorktansulfonat) som hadde konsentrasjon over deteksjonsgrensen i alle prøvene. I tillegg var PFHxS (perfluorheksansulfonat) og PFDcS (perfluordekansulfonat) over deteksjonsgrensen i prøvene fra Frierfjorden. Alle disse viste en reduksjon i nivå fra Frierfjorden utover til Jomfruland (**Figur 17**). Nivåene av PFOSA og PFOS i Frierfjorden var klart lavere enn det som er funnet i indre Oslofjord, mens nivåene i Langesundsfjorden og ved Jomfruland tilsvarer det som er funnet i rene kystområder på Vestlandet og i NordNorge (**Tabell 8**).

Tabell 7. Innhold av PFAS-forbindelser (µg/kg våtvekt) i blandprøver av torskelever fra Grenlandsfjordene i 2009. I µg/kg våtvekt. Nivåer over deteksjonsgrensen er skyggelagt.

Prøve	6:2 FTIS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
Torsk F1	1,44	4,08	0,15	0,14	6,79	0,29	2,90	6,85	10,48	6,36	5,38	4,26	5,22
Torsk F2	0,79	5,72	0,08	0,16	10,89	0,23	1,80	2,84	6,52	3,51	2,91	2,86	3,15
Torsk F3	1,01	4,05	0,13	0,16	8,21	0,29	5,13	7,77	13,52	8,96	7,26	7,85	9,61
Gj.sn. F		4,62		0,15	8,63	0,27							
Torsk L	1,67	2,58	0,20	0,08	5,11	0,08	5,54	7,28	15,23	9,40	10,00	6,49	7,92
Torsk J	1,26	1,32	0,13	0,06	3,99	0,06	2,68	4,13	9,16	5,61	4,71	3,84	3,86



Figur 17. Endring i nivå ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av perfluoralkylforbindelsene PFOSA og PFOS i torskelever fra Frierfjorden til Jomfruland 2009. For Frierfjorden er gjennomsnitt og standardavvik av 3 parallelle blandprøver vist.

Tabell 8. Innhold av perfluorforbindelsene PFOSA og PFOS ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i torskelever fra ulike områder på norskekysten.

Prøve	PFOSA	PFOS	Kilde
Torsk F1	4,08	6,79	Denne u.s.
Torsk F2	5,72	10,89	Denne u.s.
Torsk F3	4,05	8,21	Denne u.s.
Torsk L	2,58	5,11	Denne u.s.
Torsk J	1,32	3,99	Denne u.s.
Indre Oslofjord små	21,2	62,2	Bakke et al. 2007a
Indre Oslofjord middels	21,4	37,2	Bakke et al. 2007a
Indre Oslofjord store	20,6	37,1	Bakke et al. 2007a
Bekkelaget	8,43	27,95	Green et al. 2008
Bekkelaget	11,25	19,80	Green et al. 2008
Ålesund havn	1,21	4,77	Bakke et al. 2007a
Bømlo	<1,56	4,41	Green et al. 2008
Lofoten 2006	-	4,8	Bakke et al. 2008
Lofoten 2007	1,41	2,59	Bakke et al. 2007a
Kvænangen	<0,36	4,37	Bakke et al. 2007a
Varanger 2005	-	<LoD	Bakke et al. 2008
Varanger 2006	<0,51	9,39	Bakke et al. 2007a

4.8 Hg i torskefilet

Ved en feil ble det i 2008 bare samlet blandprøve av torskefilet fra Jomfruland til Hg-analyse, og individuelle analyser ble derfor gjennomført i 2009 sammen med ny individuell analyse av 20 torsk fra Frierfjorden. Resultatene fra 2008 og 2009 er sammenfattet i Tabell 9 sammen

med resultatene fra forrige undersøkelse (1999). Gjennomsnittsnivået for Frierfjorden var hhv 0,29 og 0,24 mg/kg våtvekt i 2008 og 2009 som tilsvarer Klif klasse II (moderat forurenset). Gjennomsnittet for prøvene fra Jomfruland i 2009 var 0,09 mg/kg våtvekt som tilsvarer Klasse I (bakgrunn). Blandprøven fra 2008 lå på omtrent samme nivå.

Resultatene fra 2009 samsvarer med resultatene fra 2008 både i Frierfjorden og ved Jomfruland, og bekrefter at det har vært en signifikant økning av Hg i torskefilet i Frierfjorden i løpet av de siste 10 årene. Årsaken er ikke kjent, og det er ikke framkommet noen sannsynlige utslippskilder. Tilsvarende økning er imidlertid observert også i andre områder (bl.a. i indre Oslofjord i CEMP-overvåkingen). Kilden kan derfor være langtransportert Hg. Uansett klassifiseres prøvene fra 2009 likevel som moderat forurenset (Tabell 9). Nivået i Langesundsfjorden i 2008 var i underkant av det som er funnet i Frierfjorden. Torskefilet fra Jomfruland var ikke Hg-forurenset og nivået tilsvarer det som er funnet i ytre Oslofjord de siste 25 årene (CEMP-programmet).

Tabell 9. Innhold av Hg (mg/kg våtvekt) i individuelle prøver og blandprøver av torskefilet fra Grenland i 1999 og 2008/2009. For individuelle prøver er gjennomsnitt, standardavvik og antall prøver (n) oppgitt. Romertall angir klasser etter Klifs miljøkvalitetsklassifisering (TA-1467/1997).

Lokalitet	mgHg/kg våtvekt	Klif klasse
Frierfjorden		
Ringsholmene 2008	0,27 ± 0,21, n=9	(II)
Standardområdet 2008	0,31 ± 0,34, n=11	(III)
Frierfjorden samlet 2008	0,29 ± 0,28, n=20	(II)
Frierfjorden 2009	0,24 ± 0,28, n=20	(II)
<i>Frierfjorden 1999</i>	<i>0,09 ± 0,06, n=51</i>	<i>(I)</i>
Langesundsfjorden		
Blandprøve 2008	0,20	(II)
<i>Eidangerfj. 1999</i>	<i>0,14 ± 0,05, n=15</i>	<i>(II)</i>
Jomfruland		
Blandprøve 2008	0,08	(I)
Individuelle analyser 2009	0,09 ± 0,08, n=9	(I)

4.9 Tinnorganiske forbindelser i sild

Bortsett fra DBT og TBT var nivåene av de målte tinnorganiske forbindelsene under deteksjonsgrensen (Tabell 10). Nivåene, spesielt nivå av TBT, var også langt lavere enn det som ble funnet i sild fra Langesundsfjorden i 2000 og Ål fra Frierfjorden i 2008.

Tabell 10. Innhold av tinnorganiske forbindelser (µg/kg våtvekt) i filet av sild og ål fra Grenlandsfjordene etter 1999.

Art/sted/år	MBT	DBT	TBT	MPhT	DPhT	TPhT
Sild Langesundsfjorden 2009	<1,0	1,0	2,0	<1,0	<1,0	<1,0
Sild Langesundsfjorden 2000	1,6	8,4	78	<1,7	3,7	27
Ål Frierfjorden 2008	<1	<2	14	<1	<1	15
Ål Såstein 2008	<1	<2	<1	<1	<1	<1

5. Oppsummering og konklusjoner

5.1 Frierfjorden

Tendensen til fallende fettinnhold i torskelever synes å ha blitt reversert etter 2007 og med en økning på 9 % fra 2008 til 2009. Samtidig har det fra 2008 til 2009 vært liten endring (heller en svak nedgang) i dioksiner i torskelever slik at fettnormalisert dioksin viser nedgang. Det var klart høyere dioksinnivå på våtvektsbasis i fettrik kontra fettfattig torskelever, men etter normalisering mot fett viste den fettfattige leveren høyest dioksininnhold. Det samme ble funnet i 2008. Det har ikke vært noen systematisk endring i dioksinnivået og heller ikke i n.o.-PCB i torsk fra Frierfjorden siden 2002. Innholdet av PCN i torskelever viste en reduksjon på 75 % siden forrige måling i 2007 og følger totalt sett trenden siden målingene begynte i 1994. Reduksjonen i hele denne perioden er på henimot 97 %.

Nivå av øvrige klororganiske forbindelser har endret seg lite siden forrige undersøkelse i 2007. Nivå av HCB har holdt seg relativt stabilt nær antatt høyt bakgrunnsnivå siden 2000. OCS viser fortsatt en svakt fallende tendens, men er fortsatt ca 100 ganger over antatt høy bakgrunn. DCB har ikke vist systematisk endring siden ca 1998 og er fortsatt ca 400 ganger over antatt høy bakgrunn.

Innholdet av PBDE i torskelever tilsvarte det som er funnet i andre fjorder omkranset av tett bebyggelse, men lavere enn i indre Oslofjord. Innholdet av PFOS var lavt i forhold til indre Oslofjord og mer på linje med det som er funnet i kystområder.

Innholdet av Hg i torskefilet var det samme som ble funnet i 2008, som igjen var signifikant høyere enn i forrige undersøkelse i 1999. Årsaken er ikke kjent, men kan være langtransportert Hg.

Det var en tydelig reduksjon av dioksiner i skallinnmat av krabbe fra 2008 til 2009 og dette fortsetter en trend som har vist seg siden målingene begynte i 1988. Den gang var nivået ca 10 ganger høyere enn i 2009.

Det er ikke noe i resultatene fra området som tilsier at man bør endre den framtidige overvåkingen slik det er beskrevet i langtidsprogrammet.

5.2 Langesundsfjorden/Eidangerfjorden

For de fleste undersøkte arter ligger dioksinnivåene i Langesundsfjorden lavere enn det som er funnet i Frierfjorden, men nivåene har endret seg lite over de siste 10-15 årene. Derfor begynner forskjellene mellom de to fjordene å bli liten. For torskelever og skallinnmat av krabbe er det i praksis ingen forskjell i dioksiner mellom de to fjordene. Sjøørret tilfredsstiller grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter, mens sild og blåskjell fra Langesundsfjorden og reker fra Eidangerfjorden lå så vidt over grenseverdien. For reker var likevel dioksininnholdet redusert med ca 65 % siden forrige måling i 2004.

Det var signifikant lavere innhold av klororganiske forbindelser i torskelever fra Eidangerfjorden enn i lever fra Frierfjorden, men det har ikke vært systematisk endring i nivåer etter 2000. HCB og OCS var i perioden bare litt høyere enn antatt bakgrunnsnivå, mens DCB synes å ha stabilisert seg på et nivå ca 80 ganger over bakgrunn.

PBDE-nivå i torskelever fra Langesundsfjorden var omtrent halvparten av nivået i Frierfjorden, men fortsatt 2-3 ganger høyere enn på kysten utenfor. PBDE-nivå i sildefilet var lavt i forhold til disse. Nivået av PFOS var på linje med det som er funnet i kystområdene og ca 60 % av det som ble funnet i Frierfjorden.

Nivå av tinnorganiske forbindelser i sild fra Langesundsfjorden var lavt. Tributyltinn lå på ca 2 % av det som ble funnet i 2000.

Det er ikke noe i resultatene fra området som tilsier at man bør endre den framtidige overvåkingen slik det er beskrevet i langtidsprogrammet. Man bør imidlertid vurdere om det er mulig å gjennomføre en spesialundersøkelse for å klarlegge årsaken til at dioksinnivået i blåskjell har stabilisert seg på et nivå som ligger mer enn 10 ganger over antatt bakgrunnsnivå.

5.3 Langesundsbukta og områdene utenfor

Bortsett fra blåskjellstasjonen ved Helgeroa omfatter programmet kun områdene utenfor Langesundsbukta. Fortsatt var det en mer markert reduksjon i dioksinnivåer fra Langesundsfjorden til utenfor Langesundsbukta enn mellom Frierfjorden og Langesundsfjorden.

Både ved Såstein og Jomfruland var det en økning i dioksiner i torskelever fra 2008 til 2009 slik at tendensen som helhet viser liten endring siden ca 2002. For blåskjell fra Helgeroa og Klokkartangen har økningen av dioksiner i blåskjell fortsatt i 2009. Totalt siden 2004 er det imidlertid ingen entydig endring noen av stedene. Skallinnmat av krabbe har fortsatt økningen siden 2007, men over hele perioden fra 2003 er det ingen systematisk endring.

PBDE i torskelever var på nivå med det som tidligere er funnet ved Færder. PFOS-nivået var også omtrent som i andre kystområder, og bare ca 20 % lavere enn i Langesundsfjorden.

Analysen av Hg i individuelle filetprøver av torsk fra Jomfruland viste i gjennomsnitt samme nivå som i blandprøven analysert i 2008, og man kan konkludere at torskefileten herfra ikke er forurenset.

Bortsett fra at det neppe er behov for å følge opp Hg i torskefilet, planlagt i 2012, er det ikke noe i resultatene fra det ytre området som tilsier at man bør endre den framtidige overvåkingen slik det er beskrevet i langtidsprogrammet.

6. Litteratur

- Bakke, T., Fjeld, E., Skaare, BB., Berge, JA., Green, N., Ruus, A., Schlabach, M., Botnen, H., 2007a. kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2006. Krom, arsen, perfluoralkystoffer, dikloretan, klorbenzener, pentaklorfenol, HCBd og DEHP. Klif TA-2284/2007, NIVA rapport 5464/2007.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkgeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., 2007b. 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, EM., Gabrielsen, GW., Green, N., Helgason, LB., Klungsøyr, J., Leknes, H., Miljeteig, C., Måge, A., Rolfsnes, BE., Savinova, T., Schlabach, M., Skaare, BB., Valdernesnes, S., 2008. Mapping selected organic contaminants in the Barents Sea 2007. Klif TA-2400/2008, NIVA-rapport 5589/2008.
- Bjerkgeng, B., Ruus, A., 2002. Statistisk analyse av data for dioksin-nivåer i organismer i Frierfjorden/Grenlandsområdet. Rapport 860/02, TA: 1916-2002, NIVA-rapport 4595-2002, 56s.
- Green NW., Knutzen J., 2003. Organohalogen and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway. Mar.Pol.Bull. 46, 362-377.
- Green, N., Schlabach, M., Bakke, T., Brevik, EM., Dye, C., Herzke, D., Huber, S., Plosz, B., Remberger, M., Schøyen, M., Uggerud, HT., Vogelsang C., 2008. Screening of selected metals and new organic contaminants 2007. Phosphorous flam retardants, polyfluorinated organic compounds, nitro-PAHs, silver, platinum and sucralose in air, wastewater, treatment facilities, and freshwater and marine recipients.
- Hanberg, A., F. Wårn, L. Asplund, E. Haglund og E. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. Chemosphere 20: 1161-1164.
- 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.
- Næs, K., Persson, J., Saloranta, T., Andersen, T., Berge, JA., Hylland, K., Ruus, A., Tobiesen, A. og Bergstad, OA. 2004. Dioksiner i Grenlandsfjordene – DIG. Oppsummering av forskningsprosjektet. NIVA rapport nr 4876/2004. 96 s.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1:153-163.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. Organohalogen Compounds 11:71-74.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphthalenes in cod liver samples from Norway.. Organohalogen Compounds 24:489-492.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegawa, R. Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., Leeuwen, F.X.R. van, Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wårn, 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, L.S., 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

1. Karakteristikk av prøvemateriale av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.
2. Rådata for NILUs analyser av fettinnhold, dioksiner og n.o.-PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2009.
3. Rådata for NVHs analyse av utvalgte klororganiske forbindelser i torskelever i prøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.
4. Rådata for NIVAs analyse av kvikksølv og tinnorganiske forbindelser i prøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.

7.1 Karakteristikk av prøvemateriale av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.

Arter, stasjon, vev	N	Lengde (cm) M/SD/VAR	Vekt (g) M/SD/VAR
Torsk			
Frierfjorden 1 lever og filet	20	50/13/35-74	1389/995/414-3450
Frierfjorden 2 lever og filet	20	54/18/37-97	2052/2294/484-8950
Frierfjorden 3 lever og filet	20	47/13/36-79	1244/1305/410-5340
Frierfjorden, fettrik lever	20	60/16/36-97	2553/2109/496-8950
Frierfjorden, fettfattig lever	20	48/9/38-74	1120/9/38-74
Eidangerfjorden filet	20	46/9/36-74	1132/675/492-3380
Langesundsfjorden lever	20	46/6/36-57	1058/458/490-2232
Såstein lever	20	45/9/35-64	1004/678/428-2582
Jomfruland lever	9	46/13/28-66	1169/877/200-2630
Sjørret filet			
Langesundsfjorden	20	36/5/28-45	486/206/210-898
Blåskjell		(skallengde)	
Crotholmen	50	57/6/44-68	-
Helgeroa	50	67/8/50-89	-
Klokkertangen	50	80/7/62-100	-
Taskekrabbe (hanner)		(skallbredde)	
Frierfjorden, skallinnmat	20	15/4/12-18	-
Langesundsfjorden, skallinnmat	20	16/2/13-19	-
Jomfruland, skallinnmat	20	14/2/11-20	-
Sild filet			
Langesundsfjorden	20	26/2/23-30	184/54/122-314
Reker halemuskel		(hodelengde)	
Eidangerfjorden	75	22/2/16-26	-

7.2 Rådata for NILUs analyser av fettinnhold, dioksiner og n.o.-PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2009.

FETT 5 2009

<u>LAB NR.</u>	<u>KUNDE</u>	<u>MATRIX</u>	<u>FETT %</u>
10/157	Niva v/A. Ruus	Torskelever	21,4
10/158	Niva v/A. Ruus	Torskelever	16,1
10/159	Niva v/A. Ruus	Torskelever	14,76
10/160	Niva v/A. Ruus	Torskelever	36,5
10/161	Niva v/A. Ruus	Torskelever	7
10/162	Niva v/A. Ruus	Torskelever	36,6
10/163	Niva v/A. Ruus	Torskelever	38,67
10/164	Niva v/A. Ruus	Torskelever	36,42
10/165	Niva v/A. Ruus	Krabbe	10,6
10/166	Niva v/A. Ruus	Krabbe	11,4
10/167	Niva v/A. Ruus	Krabbe	12,53
10/168	Niva v/A. Ruus	Blåskjell	1,56
10/169	Niva v/A. Ruus	Blåskjell	0,74
10/170	Niva v/A. Ruus	Blåskjell	0,9
10/171	Niva v/A. Ruus	Ørret filet	14,75
10/172	Niva v/A. Ruus	Sild	14,4
10/173	Niva v/A. Ruus	Reker	0,62

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/173

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Eidangerfjorden 27.11.09

Sample type: Reker, haler

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_08-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,32	88	0,32	0,32	0,32
12378-PeCDD	1,45	95	0,73	1,45	1,45
123478-HxCDD	0,46	107	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	1,00	106	0,10	0,10	0,10
123789-HxCDD	0,37		0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDD	0,57	118	0,01	0,01	0,01
OCDD	0,52	108	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			1,24	1,96	1,96
Furanes					
2378-TCDF	7,52	89	0,75	0,75	0,75
12378/12348-PeCDF	8,45	*	0,08	0,42	0,25
23478-PeCDF	1,63	98	0,81	0,81	0,49
123478/123479-HxCDF	2,72	104	0,27	0,27	0,27
123678-HxCDF	2,56	106	0,26	0,26	0,26
123789-HxCDF	0,79	*	0,08	0,08	0,08
234678-HxCDF	0,22	111	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	2,29	111	0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	0,37	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	1,58	108	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			2,31	2,64	2,15
SUM PCDD/PCDF			3,54	4,60	4,11
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,32	72		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,23			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,73	80		0,17	0,17
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,02	87		0,01	0,03
SUM TE-PCB				0,18	0,20

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/172

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden

Sample type: Sild

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_08-02-10_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD	<	0,11	73	0,11	0,11	0,11
12378-PeCDD		0,87	84	0,44	0,87	0,87
123478-HxCDD		0,68	88	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD		0,55	89	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDD	<	0,19		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	<	0,20	84	0,00	0,00	0,00
OCDD	<	0,22	80	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,69	1,12	1,12
Furanes						
2378-TCDF		6,47	73	0,65	0,65	0,65
12378/12348-PeCDF		3,79	*	0,04	0,19	0,11
23478-PeCDF		3,39	81	1,70	1,70	1,02
123478/123479-HxCDF		2,53	85	0,25	0,25	0,25
123678-HxCDF		2,18	85	0,22	0,22	0,22
123789-HxCDF	<	0,23	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	<	0,15	92	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF		1,29	87	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	<	0,13	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	<	0,26	84	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				2,90	3,06	2,30
SUM PCDD/PCDF				3,59	4,18	3,42
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		40,8	68		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		1,18			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		8,25	78		0,83	0,83
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		2,53	83		0,03	0,08
SUM TE-PCB					0,85	0,91

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/172

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden

Sample type: Sild

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_08-02-10_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD	<	0,11	73	0,11	0,11	0,11
12378-PeCDD		0,87	84	0,44	0,87	0,87
123478-HxCDD		0,68	88	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD		0,55	89	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDD	<	0,19		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	<	0,20	84	0,00	0,00	0,00
OCDD	<	0,22	80	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,69	1,12	1,12
Furanes						
2378-TCDF		6,47	73	0,65	0,65	0,65
12378/12348-PeCDF		3,79	*	0,04	0,19	0,11
23478-PeCDF		3,39	81	1,70	1,70	1,02
123478/123479-HxCDF		2,53	85	0,25	0,25	0,25
123678-HxCDF		2,18	85	0,22	0,22	0,22
123789-HxCDF	<	0,23	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	<	0,15	92	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF		1,29	87	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	<	0,13	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	<	0,26	84	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				2,90	3,06	2,30
SUM PCDD/PCDF				3,59	4,18	3,42
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		40,8	68		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		1,18			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		8,25	78		0,83	0,83
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		2,53	83		0,03	0,08
SUM TE-PCB					0,85	0,91

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/171

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden 27.11.09

Sample type: Ørret, filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_08-02-10_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD		0,28	87	0,28	0,28	0,28
12378-PeCDD		0,44	93	0,22	0,44	0,44
123478-HxCDD	<	0,04	98	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD		0,09	97	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	<	0,05		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	<	0,05	104	0,00	0,00	0,00
OCDD	<	0,06	84	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,52	0,74	0,74
Furanes						
2378-TCDF		2,46	85	0,25	0,25	0,25
12378/12348-PeCDF		1,42	*	0,01	0,07	0,04
23478-PeCDF		2,13	92	1,07	1,07	0,64
123478/123479-HxCDF		0,60	98	0,06	0,06	0,06
123678-HxCDF		0,54	89	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDF	<	0,08	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF		0,09	101	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF		0,24	94	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	<	0,05	*	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,42	90	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				1,46	1,52	1,06
SUM PCDD/PCDF				1,98	2,26	1,80
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		8,36	76		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		0,45			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		3,10	82		0,31	0,31
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		1,33	87		0,01	0,04
SUM TE-PCB					0,32	0,35

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/170

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Klokkartangen 6.12.09, (bl.pr.2 gl.)

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD	<	0,17	56	0,17	0,17	0,17
12378-PeCDD	<	0,22	59	0,11	0,22	0,22
123478-HxCDD	<	0,26	65	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	<	0,28	52	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDD	<	0,35		0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDD		0,96	65	0,01	0,01	0,01
OCDD	<	0,41	51	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,38	0,49	0,49
Furanes						
2378-TCDF		2,21	61	0,22	0,22	0,22
12378/12348-PeCDF		1,20	*	0,01	0,06	0,04
23478-PeCDF		0,70	61	0,35	0,35	0,21
123478/123479-HxCDF		2,22	61	0,22	0,22	0,22
123678-HxCDF		1,01	60	0,10	0,10	0,10
123789-HxCDF	<	0,20	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	<	0,14	63	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF		2,55	62	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	<	0,20	*	0,00	0,00	0,00
OCDF		1,93	52	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				0,97	1,01	0,85
SUM PCDD/PCDF				1,35	1,51	1,34
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		8,52	62		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		0,51			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		1,25	63		0,12	0,12
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		0,29	63		0,00	0,01
SUM TE-PCB					0,13	0,13

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/169

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Helgeroa 4.12.09 (bl.pr. 2 gl)

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,14	85	0,14	0,14	0,14
12378-PeCDD	0,52	91	0,26	0,52	0,52
123478-HxCDD	0,25 i	101	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	0,37	95	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDD	<	0,18	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	1,01	99	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,56	94	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,49	0,75	0,75
Furanes					
2378-TCDF	5,97	90	0,60	0,60	0,60
12378/12348-PeCDF	2,00	*	0,02	0,10	0,06
23478-PeCDF	1,62	94	0,81	0,81	0,49
123478/123479-HxCDF	2,38	100	0,24	0,24	0,24
123678-HxCDF	1,71	101	0,17	0,17	0,17
123789-HxCDF	0,84	*	0,08	0,08	0,08
234678-HxCDF	0,64	103	0,06	0,06	0,06
1234678-HpCDF	3,36	97	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	1,10	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	8,44	87	0,01	0,00	0,00
SUM PCDF			2,04	2,11	1,75
SUM PCDD/PCDF			2,53	2,86	2,50
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	6,75	94		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,47			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,96	99		0,20	0,20
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,79	99		0,01	0,02
SUM TE-PCB				0,20	0,22

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/168

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden (bl.pr.2gl)

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD	<	0,08	72	0,08	0,08	0,08
12378-PeCDD		1,03	73	0,52	1,03	1,03
123478-HxCDD		0,38	88	0,04	0,04	0,04
123678-HxCDD		0,73	87	0,07	0,07	0,07
123789-HxCDD		0,26		0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDD		1,50	84	0,01	0,01	0,01
OCDD		1,83	80	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,75	1,26	1,26
Furanes						
2378-TCDF		5,59	70	0,56	0,56	0,56
12378/12348-PeCDF		2,82	*	0,03	0,14	0,08
23478-PeCDF		2,88	78	1,44	1,44	0,86
123478/123479-HxCDF		4,03	85	0,40	0,40	0,40
123678-HxCDF		2,75	86	0,28	0,28	0,28
123789-HxCDF		0,72	*	0,07	0,07	0,07
234678-HxCDF		1,23	89	0,12	0,12	0,12
1234678-HpCDF		4,26	88	0,04	0,04	0,04
1234789-HpCDF		1,12	*	0,01	0,01	0,01
OCDF		5,35	84	0,01	0,00	0,00
SUM PCDF				2,96	3,07	2,44
SUM PCDD/PCDF				3,71	4,33	3,70
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		13,0	71		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		0,74			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		2,26	77		0,23	0,23
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		0,66	82		0,01	0,02
SUM TE-PCB					0,23	0,25

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/167

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland, Bjørnkøybåen/Langesundsfjorden

: 28.11.09, bl.pr.2 gl. Hanner

Sample type: Krabbe, skallinnmat

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	10,0	89	10,0	10,0	10,0
12378-PeCDD	56,7	94	28,3	56,7	56,7
123478-HxCDD	24,6	106	2,46	2,46	2,46
123678-HxCDD	41,3	114	4,13	4,13	4,13
123789-HxCDD	15,2		1,52	1,52	1,52
1234678-HpCDD	31,3	107	0,31	0,31	0,31
OCDD	15,2	94	0,02	0,00	0,00
SUM PCDD			46,8	75,1	75,1
Furanes					
2378-TCDF	195	89	19,5	19,5	19,5
12378/12348-PeCDF	159	*	1,59	7,94	4,76
23478-PeCDF	171	97	85,3	85,3	51,2
123478/123479-HxCDF	256	105	25,6	25,6	25,6
123678-HxCDF	139	111	13,9	13,9	13,9
123789-HxCDF	30,3	*	3,03	3,03	3,03
234678-HxCDF	75,9	108	7,59	7,59	7,59
1234678-HpCDF	337	101	3,37	3,37	3,37
1234789-HpCDF	15,8	*	0,16	0,16	0,16
OCDF	68,7	86	0,07	0,01	0,02
SUM PCDF			160	166	129
SUM PCDD/PCDF			207	242	204
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	148	85		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	9,14			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	89,7	93		8,97	8,97
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	57,9	102		0,58	1,74
SUM TE-PCB				9,57	10,7

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/166

Customer: NIVA v/A.Ruus

Customers sample ID: Grenland, Jomfruland 7.12.09

: Bl.pr.2 gl. Hanner

Sample type: Krabbe, skallinmat

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	2,10	71	2,10	2,10	2,10
12378-PeCDD	14,6	80	7,30	14,6	14,6
123478-HxCDD	7,06	83	0,71	0,71	0,71
123678-HxCDD	15,9	80	1,59	1,59	1,59
123789-HxCDD	5,14		0,51	0,51	0,51
1234678-HpCDD	9,43	81	0,09	0,09	0,09
OCDD	6,23	79	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			12,3	19,6	19,6
Furanes					
2378-TCDF	31,8	75	3,18	3,18	3,18
12378/12348-PeCDF	29,9	*	0,30	1,50	0,90
23478-PeCDF	36,7	80	18,3	18,3	11,0
123478/123479-HxCDF	68,1	80	6,81	6,81	6,81
123678-HxCDF	31,3	88	3,13	3,13	3,13
123789-HxCDF	8,39	*	0,84	0,84	0,84
234678-HxCDF	21,5	86	2,15	2,15	2,15
1234678-HpCDF	81,3	82	0,81	0,81	0,81
1234789-HpCDF	4,36	*	0,04	0,04	0,04
OCDF	25,9	65	0,03	0,00	0,01
SUM PCDF			35,6	36,8	28,9
SUM PCDD/PCDF			47,9	56,4	48,5
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	125	71		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	5,52			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	44,6	75		4,46	4,46
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	21,7	82		0,22	0,65
SUM TE-PCB				4,69	5,12

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/165

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland, Frierfjorden 28.11.09

: bl.pr 2 glass, hanner

Sample type: Krabbe, skallinnmat

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	9,60	73	9,60	9,60	9,60
12378-PeCDD	42,7	89	21,3	42,7	42,7
123478-HxCDD	21,2	102	2,12	2,12	2,12
123678-HxCDD	36,9	116	3,69	3,69	3,69
123789-HxCDD	12,9		1,29	1,29	1,29
1234678-HpCDD	46,8	99	0,47	0,47	0,47
OCDD	16,3	90	0,02	0,00	0,00
SUM PCDD			38,5	59,8	59,8
Furanes					
2378-TCDF	218	71	21,8	21,8	21,8
12378/12348-PeCDF	171	*	1,71	8,57	5,14
23478-PeCDF	149	90	74,6	74,6	44,8
123478/123479-HxCDF	340	99	34,0	34,0	34,0
123678-HxCDF	210	106	21,0	21,0	21,0
123789-HxCDF	35,6	*	3,56	3,56	3,56
234678-HxCDF	70,3	94	7,03	7,03	7,03
1234678-HpCDF	446	96	4,46	4,46	4,46
1234789-HpCDF	24,3	*	0,24	0,24	0,24
OCDF	108	71	0,11	0,01	0,03
SUM PCDF			169	175	142
SUM PCDD/PCDF			207	235	202
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	183	50		0,02	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	8,80			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	93,5	77		9,35	9,35
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	56,4	92		0,56	1,69
SUM TE-PCB				9,93	11,1

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/164

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Jomfruland, 6.11.09

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	3,74	84	3,74	3,74	3,74
12378-PeCDD	1,61	89	0,81	1,61	1,61
123478-HxCDD	<	0,76	90	0,08	0,08
123678-HxCDD		5,58	95	0,56	0,56
123789-HxCDD	<	0,93		0,09	0,09
1234678-HpCDD		2,11	89	0,02	0,02
OCDD	<	0,70	75	0,00	0,00
SUM PCDD			5,30	6,11	6,11
Furanes					
2378-TCDF	60,3	84	6,03	6,03	6,03
12378/12348-PeCDF	74,1	*	0,74	3,70	2,22
23478-PeCDF	10,8	90	5,38	5,38	3,23
123478/123479-HxCDF	47,8	93	4,78	4,78	4,78
123678-HxCDF	42,0	96	4,20	4,20	4,20
123789-HxCDF	3,92	*	0,39	0,39	0,39
234678-HxCDF	12,1	86	1,21	1,21	1,21
1234678-HpCDF	12,7	92	0,13	0,13	0,13
1234789-HpCDF	6,72	*	0,07	0,07	0,07
OCDF	4,27	65	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			22,9	25,9	22,3
SUM PCDD/PCDF			28,2	32,0	28,4
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	342	78		0,03	0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	12,6			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	223	87		22,3	22,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	72,6	93		0,73	2,18
SUM TE-PCB				23,0	24,5

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/163

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden, 28.11.09

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	33,8	79	33,8	33,8	33,8
12378-PeCDD	18,5	84	9,26	18,5	18,5
123478-HxCDD	103	92	10,3	10,3	10,3
123678-HxCDD	79,4	96	7,94	7,94	7,94
123789-HxCDD	33,2		3,32	3,32	3,32
1234678-HpCDD	22,3	85	0,22	0,22	0,22
OCDD	11,4	75	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			64,8	74,1	74,1
Furanes					
2378-TCDF	302	77	30,2	30,2	30,2
12378/12348-PeCDF	633	*	6,33	31,7	19,0
23478-PeCDF	119	80	59,5	59,5	35,7
123478/123479-HxCDF	585	88	58,5	58,5	58,5
123678-HxCDF	542	87	54,2	54,2	54,2
123789-HxCDF	50,0	*	5,00	5,00	5,00
234678-HxCDF	108	87	10,8	10,8	10,8
1234678-HpCDF	204	81	2,04	2,04	2,04
1234789-HpCDF	132	*	1,32	1,32	1,32
OCDF	128	67	0,13	0,01	0,04
SUM PCDF			228	253	217
SUM PCDD/PCDF			293	327	291
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	287	73		0,03	0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	27,2			0,00	0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	644	81		64,4	64,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	412	85		4,12	12,4
SUM TE-PCB				68,6	76,8

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

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/162

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland

: Såstein 29.11.09

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	7,41	80	7,41	7,41	7,41
12378-PeCDD	1,13	87	0,56	1,13	1,13
123478-HxCDD	9,55	87	0,95	0,95	0,95
123678-HxCDD	6,92	96	0,69	0,69	0,69
123789-HxCDD	2,96		0,30	0,30	0,30
1234678-HpCDD	2,10	88	0,02	0,02	0,02
OCDD	<	0,55	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			9,94	10,5	10,5
Furanes					
2378-TCDF	80,6	79	8,06	8,06	8,06
12378/12348-PeCDF	105	*	1,05	5,27	3,16
23478-PeCDF	9,64	87	4,82	4,82	2,89
123478/123479-HxCDF	70,3	91	7,03	7,03	7,03
123678-HxCDF	66,7	89	6,67	6,67	6,67
123789-HxCDF	5,08	*	0,51	0,51	0,51
234678-HxCDF	13,1	91	1,31	1,31	1,31
1234678-HpCDF	15,5	92	0,16	0,16	0,16
1234789-HpCDF	15,0	*	0,15	0,15	0,15
OCDF	4,86	63	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			29,8	34,0	29,9
SUM PCDD/PCDF			39,7	44,5	40,4
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	369	77		0,04	0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	19,2			0,00	0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	317	81		31,7	31,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	125	90		1,25	3,74
SUM TE-PCB				33,0	35,5

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/161

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland, Frierfjorden

: 26.11.09, Fettfattig

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	49,8	69	49,8	49,8	49,8
12378-PeCDD	7,49	76	3,74	7,49	7,49
123478-HxCDD	119	82	11,9	11,9	11,9
123678-HxCDD	100	84	10,0	10,0	10,0
123789-HxCDD	120		12,0	12,0	12,0
1234678-HpCDD	61,0	86	0,61	0,61	0,61
OCDD	26,3	74	0,03	0,00	0,01
SUM PCDD			88,1	91,8	91,9
Furanes					
2378-TCDF	109	70	10,9	10,9	10,9
12378/12348-PeCDF	376	*	3,76	18,8	11,3
23478-PeCDF	84,3	76	42,1	42,1	25,3
123478/123479-HxCDF	1 772	81	177	177	177
123678-HxCDF	1 173	86	117	117	117
123789-HxCDF	174	*	17,4	17,4	17,4
234678-HxCDF	170	86	17,0	17,0	17,0
1234678-HpCDF	303	79	3,03	3,03	3,03
1234789-HpCDF	688	*	6,88	6,88	6,88
OCDF	341	66	0,34	0,03	0,10
SUM PCDF			396	411	386
SUM PCDD/PCDF			484	503	478
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	57,0	61		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	10,9			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	968	72		96,8	96,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 189	81		11,9	35,7
SUM TE-PCB				109	132

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/160

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland, Frierfjorden.

: 26.11.09, Fettrik

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	117	36 g	117	117	117
12378-PeCDD	21,2	50	10,6	21,2	21,2
123478-HxCDD	214	86	21,4	21,4	21,4
123678-HxCDD	229	69	22,9	22,9	22,9
123789-HxCDD	82,7		8,27	8,27	8,27
1234678-HpCDD	54,0	69	0,54	0,54	0,54
OCDD	40,8	50	0,04	0,00	0,01
SUM PCDD			181	191	191
Furanes					
2378-TCDF	1 026	34,4 g	103	103	103
12378/12348-PeCDF	1 292	*	12,9	64,6	38,8
23478-PeCDF	187	49	93,3	93,3	56,0
123478/123479-HxCDF	1 464	72	146	146	146
123678-HxCDF	1 507	75	151	151	151
123789-HxCDF	97,6	*	9,76	9,76	9,76
234678-HxCDF	237	88	23,7	23,7	23,7
1234678-HpCDF	417	71	4,17	4,17	4,17
1234789-HpCDF	330	*	3,30	3,30	3,30
OCDF	196	61	0,20	0,02	0,06
SUM PCDF			547	599	535
SUM PCDD/PCDF			728	790	727
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 105	35 g		0,11	0,11
344'5'-TeCB (PCB-81)	71,0			0,01	0,02
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2 349	39 g		235	235
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2 464	50		24,6	73,9
SUM TE-PCB				260	309

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/159

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland, Frierfjorden

: Bl.pr. gl 3, 27.1.09

Sample type: Torskelever

Sample amount: 4,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	31,8	58	31,8	31,8	31,8
12378-PeCDD	8,04	71	4,02	8,04	8,04
123478-HxCDD	76,2	77	7,62	7,62	7,62
123678-HxCDD	65,8	72	6,58	6,58	6,58
123789-HxCDD	32,2		3,22	3,22	3,22
1234678-HpCDD	25,4	78	0,25	0,25	0,25
OCDD	10,8	67	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			53,5	57,5	57,5
Furanes					
2378-TCDF	206	56	20,6	20,6	20,6
12378/12348-PeCDF	405	*	4,05	20,3	12,2
23478-PeCDF	75,8	66	37,9	37,9	22,8
123478/123479-HxCDF	724	71	72,4	72,4	72,4
123678-HxCDF	562	72	56,2	56,2	56,2
123789-HxCDF	55,2	*	5,52	5,52	5,52
234678-HxCDF	82,6	77	8,26	8,26	8,26
1234678-HpCDF	159	74	1,59	1,59	1,59
1234789-HpCDF	204	*	2,04	2,04	2,04
OCDF	131	56	0,13	0,01	0,04
SUM PCDF			209	225	202
SUM PCDD/PCDF			262	282	259
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	176	46		0,02	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	18,4			0,00	0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	677	58		67,7	67,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	622	68		6,22	18,7
SUM TE-PCB				73,9	86,3

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/158

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland, Frierfjorden (Ringshl)

: Bl.pr. gl.2, 26.11.09

Sample type: Torskelever

Sample amount: 4,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	52,1	72	52,1	52,1	52,1
12378-PeCDD	6,65	93	3,32	6,65	6,65
123478-HxCDD	102	94	10,2	10,2	10,2
123678-HxCDD	78,1	99	7,81	7,81	7,81
123789-HxCDD	63,8		6,38	6,38	6,38
1234678-HpCDD	38,0	96	0,38	0,38	0,38
OCDD	17,6	89	0,02	0,00	0,01
SUM PCDD			80,3	83,6	83,6
Furanes					
2378-TCDF	178	71	17,8	17,8	17,8
12378/12348-PeCDF	318	*	3,18	15,9	9,54
23478-PeCDF	72,7	87	36,3	36,3	21,8
123478/123479-HxCDF	999	92	99,9	99,9	99,9
123678-HxCDF	876	93	87,6	87,6	87,6
123789-HxCDF	112	*	11,2	11,2	11,2
234678-HxCDF	117	99	11,7	11,7	11,7
1234678-HpCDF	219	96	2,19	2,19	2,19
1234789-HpCDF	436	*	4,36	4,36	4,36
OCDF	188	90	0,19	0,02	0,06
SUM PCDF			275	287	266
SUM PCDD/PCDF			355	371	350
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	239	59		0,02	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	16,4			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	901	76		90,1	90,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 090	88		10,9	32,7
SUM TE-PCB				101	123

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

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-6698

NILU sample number: 10/157

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Grenland, Frierfjorden (Havreåkerhl)

: Bl.pr. gl. 1, 26.11.09

Sample type: Torskelever

Sample amount: 4,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_02-02-10_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	38,5	80	38,5	38,5	38,5
12378-PeCDD	8,77	90	4,38	8,77	8,77
123478-HxCDD	< 0,98	97	0,10	0,10	0,10
123678-HxCDD	85,7	105	8,57	8,57	8,57
123789-HxCDD	54,6		5,46	5,46	5,46
1234678-HpCDD	32,5	99	0,32	0,32	0,32
OCDD	18,9	88	0,02	0,00	0,01
SUM PCDD			57,4	61,7	61,7
Furanes					
2378-TCDF	190	75	19,0	19,0	19,0
12378/12348-PeCDF	384	*	3,84	19,2	11,5
23478-PeCDF	76,0	92	38,0	38,0	22,8
123478/123479-HxCDF	883	94	88,3	88,3	88,3
123678-HxCDF	719	97	71,9	71,9	71,9
123789-HxCDF	69,0	*	6,90	6,90	6,90
234678-HxCDF	124	104	12,4	12,4	12,4
1234678-HpCDF	225	94	2,25	2,25	2,25
1234789-HpCDF	283	*	2,83	2,83	2,83
OCDF	142	80	0,14	0,01	0,04
SUM PCDF			246	261	238
SUM PCDD/PCDF			303	323	300
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	124	65		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	17,3			0,00	0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	661	79		66,1	66,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	686	90		6,86	20,6
SUM TE-PCB				73,0	86,7

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

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6896
 NILU-Prøvenummer: 10/159
 Kunde: NIVA v/ A.Ruus
 Kundenes prøvemerking: Grenland, Frierfjorden
 : Glass 3 27.11.09
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 5 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VB809

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning *
1357-TeCN	324	42
1256-TeCN	0,72	
2367-TeCN	0,02	
Sum-TeCN	367	
12357-PeCN	2 227	57
12367-PeCN	2,46	
12358-PeCN	1,16	
Sum-PeCN	2 553	
123467-HxCN+123567-HxCN	3 946	70
123568-HxCN	242	
124568-HxCN+124578-HxCN	72,6	
123678-HxCN	0,93	
Sum-HxCN	4 680	
1234567-HpCN	534	70
1234568-HpCN	33,5	
Sum-HpCN	567	
Sum-TeCN - HpCN	8 167	

*: Gjenvinningsprosenten er basert på ¹³C-PCB og/eller ¹³C-PCDD.

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.

(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6896
 NILU-Prøvenummer: 10/158
 Kunde: NIVA v/ A.Ruus
 Kundenes prøvemerking: Grenland, Frierfjorden (Ringshl)
 : Bl.pr. glass 2 26.11.09
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 5 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VB809

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning *
1357-TeCN	413	47
1256-TeCN	1,25	
2367-TeCN	0,04	
Sum-TeCN	453	
12357-PeCN	1 983	61
12367-PeCN	3,25	
12358-PeCN	2,05	
Sum-PeCN	2 340	
123467-HxCN+123567-HxCN	7 312	66
123568-HxCN	199	
124568-HxCN+124578-HxCN	124	
123678-HxCN	0,68	
Sum-HxCN	8 279	
1234567-HpCN	721	66
1234568-HpCN	31,7	
Sum-HpCN	752	
Sum-TeCN - HpCN	11 824	

*: Gjenvinningsprosenten er basert på ¹³C-PCB og/eller ¹³C-PCDD.

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.

(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6896
 NILU-Prøvenummer: 10/157
 Kunde: NIVA v/ A.Ruus
 Kundenes prøvemerking: Grenland, Frierfjorden (Havreåkerhl)
 : Bl.pr. glass 1 26.11.09
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 5 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VB809

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning *
1357-TeCN	254	66
1256-TeCN	1,08	
2367-TeCN	0,03	
Sum-TeCN	293	
12357-PeCN	2 139	73
12367-PeCN	2,57	
12358-PeCN	1,02	
Sum-PeCN	2 416	
123467-HxCN+123567-HxCN	5 147	75
123568-HxCN	173	
124568-HxCN+124578-HxCN	58,2	
123678-HxCN	0,63	
Sum-HxCN	5 787	
1234567-HpCN	556	75
1234568-HpCN	23,9	
Sum-HpCN	580	
Sum-TeCN - HpCN	9 076	

*: Gjenvinningsprosenten er basert på ¹³C-PCB og/eller ¹³C-PCDD.

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.

(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav.

Results of PBDE Analysis



Encl. to measuring report: O-6749
 NILU-Sample number: 10/157 B
 Customer: NIVA v/ A. Ruus
 Customers sample ID: Grenland, Frierfjorden (Havreåkerholmen)
 : Bl.pr. gl.1 26.11.09
 Sample type: Torsk lever
 Sample amount: 1,00 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: VB770B

Compound:		Concentration:	Recovery	
Structure	IUPAC-no.	ng/g	%	
TBA		0,64		1
4,4'-DiBB	15			2
2,2',4,4',5,5'-HexBB	153			5
2,4,4'-TriBDE	28	0,61	79	2
2,2',4,4'-TetBDE	47	25,9	74	3
2,3',4,4'-TetBDE	66	0,18		3
2,2',4,5' + 2,3',4,6'-TetBDE	49 + 71	1,68		3
3,3',4,4'-TetBDE	77	< 0,01		3
2,2',3,4,4'-PenBDE	85	< 0,02		4
2,2',4,4',5-PenBDE	99	0,38	67	4
2,2',4,4',6-PenBDE	100	5,00		4
2,3',4,4',6-PenBDE	119	0,12 i		4
2,2',3,4,4',5'-HexBDE	138	< 0,02		5
2,2',4,4',5,5'-HexBDE	153	0,12	g	5
2,2',4,4',5,6'-HexBDE	154	2,48		5
2,2',3,4,4',5',6'-HepBDE	183	0,12	g	7
2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE	196	< 0,04		8
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-NonBDE	206	< 0,05		8
DecaBDE	209	0,07 i	g	8

- <: 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-Bisphenol A
 2: Based on internal standard 13-C-PBDE 28
 3: Based on internal standard 13-C-PBDE 47
 4: Based on internal standard 13-C-PBDE 99
 5: Based on internal standard 13-C-PBDE 153
 6: Based on internal standard 13-C-TBBPA
 7: Based on internal standard 13-C-PBDE 183
 8: Based on internal standard 13-C-PBDE 209

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-6774
 NILU-Sample number : 10/159
 Customer : NIVA v/ A. Ruus
 Customers sample ID : Grenland, Frierfjorden
 : Bl.pr. gl.3 27.11.09
 Sample type : Torsk lever
 Sample amount : 1
 Concentration units : ng/g
 Data files : PFAS010210

Compound	Concentration		Recovery
		ng/g	
6:2 FTS	<	1,01	g
PFOSA		4,05	
PFBS	<	0,13	
PFHxS		0,16	
PFOS		8,21	
PFDCS		0,29	
PFBA	<	5,13	
PFHxA	<	7,77	
PFHpA	<	13,5	
PFOA	<	8,96	
PFNA	<	7,26	
PFDA	<	7,85	
PFUnA	<	9,61	

Recovery: Based on internal standard ¹³C 3,7-di-me-PFOA
 < : 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

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-6774
 NILU-Sample number : 10/158
 Customer : NIVA v/ A. Ruus
 Customers sample ID : Grenland, Frierfjorden (Ringsholmen)
 : Bl.pr. gl.2 26.11.09
 Sample type : Torsk lever
 Sample amount : 1
 Concentration units : ng/g
 Data files : PFAS010210

Compound	Concentration		Recovery
		ng/g	
6:2 FTS	<	0,79	g
PFOSA		5,72	
PFBS	<	0,08	
PFHxS		0,16	
PFOS		10,9	
PFDCS		0,23	
PFBA	<	1,80	
PFHxA	<	2,84	
PFHpA	<	6,52	
PFOA	<	3,51	
PFNA	<	2,91	
PFDCa	<	2,86	
PFUnA	<	3,15	

Recovery: Based on internal standard ¹³C 3,7-di-me-PFOA
 < : 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

Results of PFAS Analysis



Encl. to measuring report : O-6774
 NILU-Sample number : 10/157
 Customer : NIVA v/ A. Ruus
 Customers sample ID : Grenland, Frierfjorden (Havreåkerholmen)
 : Bl.pr. gl.1 26.11.09
 Sample type : Torsk lever
 Sample amount : 1
 Concentration units : ng/g
 Data files : PFAS010210

Compound	Concentration		Recovery
		ng/g	
6:2 FTS	<	1,44	g
PFOSA		4,08	
PFBS	<	0,15	
PFHxS		0,14	
PFOS		6,79	
PFDCS		0,29	
PFBA	<	2,90	
PFHxA	<	6,85	
PFHpA	<	10,5	
PFOA	<	6,36	
PFNA	<	5,38	
PFDCa	<	4,26	
PFUnA	<	5,22	

Recovery: Based on internal standard ¹³C 3,7-di-me-PFOA
 < : 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

7.3 Rådata for NVHs analyse av utvalgte klororganiske forbindelser i torskelever i prøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.



Norsk institutt for vannforskning
v/Anders Ruus og Torgeir Bakke
Gautadalléen 21
0349 Oslo

E-post: katharina.loken@nvh.no
Institutt: Mattrygghet og infeksjonsbiologi
Seksjon: Farmakologi og Toksikologi
Saksbehandler: Katharina B. Løken
Deres ref.:
Vår ref.: R-MT-2010/11
Dato: 06.05.2010

Analyse av lever fra torsk fra Grenlandsfjordene

Analysene er utført på Miljøtoksikologisk Laboratorium (MT-lab) etter avtale.

Analytter som ikke er detektert, eller som er lavere enn deteksjonsgrensen, er angitt som n.d. (not detected).
Analytter som ikke er analysert er merket med n.a.

Resultater av analyserte kontrollprøver ligger innenfor akseptable grenser i henhold til akkrediteringen.

Det er ikke korrigert for gjenvinning.

Anbefalt antall gjeldende siffer er maks 3.

Måleusikkerhet kan ettersendes dersom det er ønskelig.

Prøveopplysninger

Mottatt dato: Mars 2010
Analyse dato: 08 og 11.03.10
Analytiker: VIB
Utrekning av: KBL
Rapportert dato: 06.05.2010
Rapportert av: KBL

Prøvmetode anvendt:

M-MT.2.2

Dersom det ønskes mer opplysninger vedrørende analysene, kan teknisk ansvarlig ved MT-lab kontaktes.

Merknader:

For å kunne forbedre vår service, ber vi dere om å fylle ut vårt web-baserte spørreskjema på følgende link:

<http://www.nvh.no/Venstremeny/Analysetjenester/Undersokelse>

Vedlagte resultater gjelder kun for de beskrevne prøvingsobjekter, og kan ikke uten videre benyttes for vurderinger av lignende prøver.

Innholdet i denne rapport skal ikke publiseres eller gjengis på annen måte uten skriftlig tillatelse fra dette laboratorium.

Undertegnede bekrefter herved at innholdet i denne rapport er fremkommet i samsvar med laboratoriets godkjente metoder, og at analysen er utført i henhold til laboratoriets kvalitetssikrede prosedyrer.

Side 1 av 3

Analytikers sign.:

Kontrollert av:

Teknisk ansvarlig sign.:

R-MT-2010/11

Miljøtoksikologisk laboratorium, Matinf, NVH
Ullevålsveien 72, Oslo

Side 2 av 3

Dyreart:	Torsk	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Matriske:	Lever																				
Geografi:	Fiskegjerdet																				
Oppdragsløvers nr.:		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Fettprosent:		64,6	60,2	31,3	36,7	29,3	33,3	43,1	41,5	44,9	25,0	39,1	32,6	29,3	48,4	44,6	44,9	39,9	40,0	20,9	62,3
MT-Journal nr.: 2010/nr		119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	131	132	133	134	135	136	137	138
Alle tall er angitt i: ng/g (ppb) vátvekt																					
Analyt:																					
	Deteksjonsgr. i matriske:																				
	Relativ gjenvinning i prosent:																				
Pentaklorbenzen	0,65	2,20	1,89	1,40	1,88	1,29	1,41	1,82	1,63	1,80	0,92	1,68	1,49	1,77	2,06	2,01	1,99	1,60	1,77	1,58	3,05
Heksaklorbenzen (HCB)	0,60	27,8	13,6	9,81	18,7	10,3	18,0	17,3	16,9	22,7	13,6	17,5	13,0	14,2	18,7	16,7	18,8	11,3	14,5	12,3	19,3
Oktaklorstyren (OCS)	1,20	13,5	9,10	6,92	15,0	8,61	17,0	9,14	11,8	16,6	10,5	10,5	12,7	12,0	12,7	9,79	10,6	12,3	10,8	28,9	12,5
PCB-153	1,50	124	67,8	91,2	140	80,3	213	101	109	199	125	115	194	134	95,0	78,3	75,4	173	113	329	80,9
PCB-209	1,50	279	106	100	321	169	376	159	210	376	211	226	359	253	224	199	139	195	201	906	188

Merknader:

R-MT-2010/11

Miljøtoksikologisk laboratorium, Matinf, NVH
Ullevålsveien 72, Oslo

Side 3 av 3

Dyreart:	Torsk	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Matriske:	Lever																				
Geografi:	Fiskegjerdet																				
Oppdragsløvers nr.:		6	9	10	11	12	14	16	17	18	19	21	22	23	24	25	28	33	35	36	39
Fettprosent:		37,0	27,7	52,0	44,1	21,8	37,6	8,7	35,3	41,9	70,8	53,8	18,9	33,5	4,8	14,0	21,3	44,7	58,9	35,5	7,8
MT-Journal nr.: 2010/nr		139	140	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	151	152	153	154	155	156	157	158
Alle tall er angitt i: ng/g (ppb) vátvekt																					
Analyt:																					
	Deteksjonsgr. i matriske:																				
	Relativ gjenvinning i prosent:																				
Pentaklorbenzen	1,25	5,42	4,29	7,20	21,4	2,56	4,08	1,80	3,97	3,91	6,19	21,8	3,78	8,32	1,70	2,48	2,77	5,77	20,5	3,84	2,13
Heptaklorbenzen (HCB)	1,15	96,8	92,4	181	325	40,3	106	15,3	84,9	33,7	147	254	89,3	301	12,3	52,0	69,5	136	447	123	15,2
Oktaklorstyren (OCS)	3,30	82,6	175	362	272	302	402	202	306	281	386	599	679	2282	108	538	1157	285	228	555	302
PCB-153	2,90	151	526	495	343	257	245	345	622	145	494	651	298	1728	119	387	1286	360	288	281	125
PCB-209	2,90	366	1898	827	793	1150	1411	1163	2190	210	1240	2239	1470	15208	987	2069	8220	1057	110	1558	1086

Merknader:

7.4 Rådata for NIVAs analyse av kvikksølv og tinnorganiske forbindelser i prøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2009.

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2009 (TA-2670/2010)

Rekvisisjonsnr : 2010-00127 Mottatt dato : 20100126 Godkjent av : EHA Godkjet
 Prosjektnr : O 28120
 Kunde/Stikkord : Grenland
 Kontaktp./Saksbeh. : ARU TBK

Analysevariabel					Hg-B
Enhet	==>			TESTNO	µg/g
Metode	==>				E 4-3
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype		
1		Torsk, Frier ind. nr 1	bioff	2010-00127	0.066
2		Torsk, Frier ind. nr 2	bioff	2010-00127	0.056
3		Torsk, Frier ind. nr 3	bioff	2010-00127	0.043
4		Torsk, Frier ind. nr 4	bioff	2010-00127	0.11
5		Torsk, Frier ind. nr 5	bioff	2010-00127	0.038
6		Torsk, Frier ind. nr 6	bioff	2010-00127	0.19
7		Torsk, Frier ind. nr 15	bioff	2010-00127	0.092
8		Torsk, Frier ind. nr 16	bioff	2010-00127	0.28
9		Torsk, Frier ind. nr 17	bioff	2010-00127	0.71
10		Torsk, Frier ind. nr 18	bioff	2010-00127	0.13
11		Torsk, Frier ind. nr 21	bioff	2010-00127	0.93
12		Torsk, Frier ind. nr 22	bioff	2010-00127	0.19
13		Torsk, Frier ind. nr 23	bioff	2010-00127	0.95
14		Torsk, Frier ind. nr 24	bioff	2010-00127	0.16
15		Torsk, Frier ind. nr 25	bioff	2010-00127	0.22
16		Torsk, Frier ind. nr 26	bioff	2010-00127	0.077
17		Torsk, Frier ind. nr 33	bioff	2010-00127	0.22
18		Torsk, Frier ind. nr 34	bioff	2010-00127	0.059
19		Torsk, Frier ind. nr 35	bioff	2010-00127	0.062
20		Torsk, Frier ind. nr 36	bioff	2010-00127	0.3
21		Torsk, Jomfruland ind. nr 1	bioff	2010-00127	0.063
22		Torsk, Jomfruland ind. nr 2	bioff	2010-00127	0.049
23		Torsk, Jomfruland ind. nr 3	bioff	2010-00127	0.12
24		Torsk, Jomfruland ind. nr 4	bioff	2010-00127	0.072
25		Torsk, Jomfruland ind. nr 5	bioff	2010-00127	0.11
26		Torsk, Jomfruland ind. nr 6	bioff	2010-00127	0.051
27		Torsk, Jomfruland ind. nr 7	bioff	2010-00127	0.28
28		Torsk, Jomfruland ind. nr 8	bioff	2010-00127	0.050
29		Torsk, Jomfruland ind. nr 9	bioff	2010-00127	0.033

Rekvisisjonsnr : 2010-00126 Mottatt dato : 20100126 Godkjent av : EHA Godkjent dato: 2010030:
 Prosjektnr : O 28120
 Kunde/Stikkord : Grenland
 Kontaktp./Saksbeh. : ARU TBK

TESTNO							
Analysevar	TTS/%	MBT-B	DBT-B	TBT-B	MPhT-B	DPhT-B	TPhT-B
Enhet	% j/kg	v.v. j/kg	v.v. j/kg	v.v. j/kg	v.v. j/kg	v.v. j/kg	v.v. j/kg
Metode	Ekstern	Ekstern	Ekstern	Ekstern	Ekstern	Ekstern	Ekstern
PrNr							
1	32.9	<1.00	1.00	2.00	<1.00	<1.00	<1.00



Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning	ISBN-nummer 978-82-577-5716-8
--	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Torgeir Bakke	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Eli Mathisen	TA-nummer 2670/2010
		SPFO-nummer 1075/2010

	År 2010	Sidetall 78	Klima- og forurensningsdirektorat ets kontraktnummer 4009004
--	------------	----------------	---

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport nr 5981-2010	Prosjektet er finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet, Herøya industripark (HIP), Ineos, Eramet Comilog
---	---

Forfatter(e) Torgeir Bakke, Anders Ruus, Birger Bjerkeng, NIVA, Jan Atle Knutsen, HI
Tittel - norsk og engelsk Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2009 Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2009
Sammendrag – summary Dioksiner i torskelever fra Frierfjorden har ikke vist systematisk endring etter 2002. Dioksiner i krabbesmør har sunket jevnt med 90 % siden 1988. I Langesundsfjorden har dioksiner i torskelever, ørretfilet, og blåskjell ikke endret seg entydig siden midten av 90-tallet og ligger nå så vidt under nivåene i Frierfjorden. Det er fortsatt markant fall i dioksiner fra Langesundsfjorden til kystområdet utenfor. PCN i torskelever fra Frierfjorden har sunket med 75 % siden 2007 og 97 % siden 1994. HCB, OCN og DCB i lever fra Frier- og Eidangerfjord har endret seg lite etter 2000, men OCN og DCB er fortsatt klart over bakgrunn. PBDE i torskelever tilvarer det som er funnet i andre påvirkede fjorder, og sank jevnt utover mot kysten. PFOS i torskelever var generelt lav og tilsvarte det som er funnet i kystområder. Hg i torskefilet fra Frierfjorden lå fortsatt i SFTs tilstandsklasse II og var signifikant høyere enn i 1999. Dette kan skyldes langtransportert Hg. Torskefilet fra Jomfruland var ikke Hg-forurenset. TBT-nivå i sild fra Langesundsfjorden var bare 2 % av det som ble funnet i 2000. Man bør søke å klarlegge årsaken til vedvarende høyt dioksinnivå i blåskjell fra Langesundsfjorden.

4 emneord PCDF/PCDD ("dioksiner") Halogenerte organiske forbindelser Kvikksølv Tinnorganiske forbindelser	4 subject words PCDF/PCDD ("dioxins") Halogenated organic compounds Mercury Organotin compounds
---	---



Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Statlig program for forurensningsovervåking

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, vassdrag, fjorder og havområder. Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

- overgjødsling
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt. Programmet skal dekke myndighetenes informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere virkningen av iverksatte tiltak for å redusere forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye tiltak. Klima- og forurensningsdirektoratet er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.