

Miljøgifter i spiselige organismer fra Grenlandsfjordene - senere års utvikling og fremtidsutsikter

Micropollutants in seafood organisms from the Greenland fjords (S. Norway): Recent trends and prognosis.

Av Jon Knutzen

Jon Knutzen er cand. real. og seniorforsker ved NIVA

Innlegg på seminar i Norsk Vannforening 28. september 1995

Summary

Frierfjorden and adjacent areas have received a heavy load of various micropollutants from the 1950ies to about 1990: mercury, polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins (PCDF/PCDDs) and other persistent organochlorines. Considerable reduction in discharges have reduced contamination levels in edible organisms, but still there are restrictions on commercial fishing and advice against eating all kinds of seafood from Frierfjorden and crabs, mussels and fish liver from the whole area inside Mølen-Såstein (Fig. 1). The main reason for this now is continuing high levels of PCDD/PCDFs.

After the last reduction in load from 300-500 gram TEQ (toxicity equivalents) per year in the period 1976-1989 to 2-8 g/year in 1991-1994), dioxin contamination levels in seafood species responded rapidly the first year,

but now tend to level out. Most likely the cause of this development is food chain transfer via prey organisms in contact with the heavily contaminated sediments. Consequently, for high lipid species or tissues from the innermost area, it is probable that restrictions on commercial fishing and advice against consumption will be maintained for several years.

1. Generelt tilbakeblikk - belastning før og nå

Grenlandsfjordenes forurensningshistorie er lang. Muligens kjenner vi ikke de verste sidene av historien. Kartlegging av økologiske effekter kom først i gang da rensetiltak allerede var iverksatt eller nær forestående (dvs. midt på 70-tallet). Og observasjonene har vært ufullstendige. Likeledes var man sent ute med å se på eventuelle effekter på mennesker av forurenset sjømat (Becher et al., 1995).

Det forblir et paradoks at verdens muligens største punktutslipp av dioksiner tilsynelatende ikke har gjort skade på hverken dyr eller mennesker. I hvert

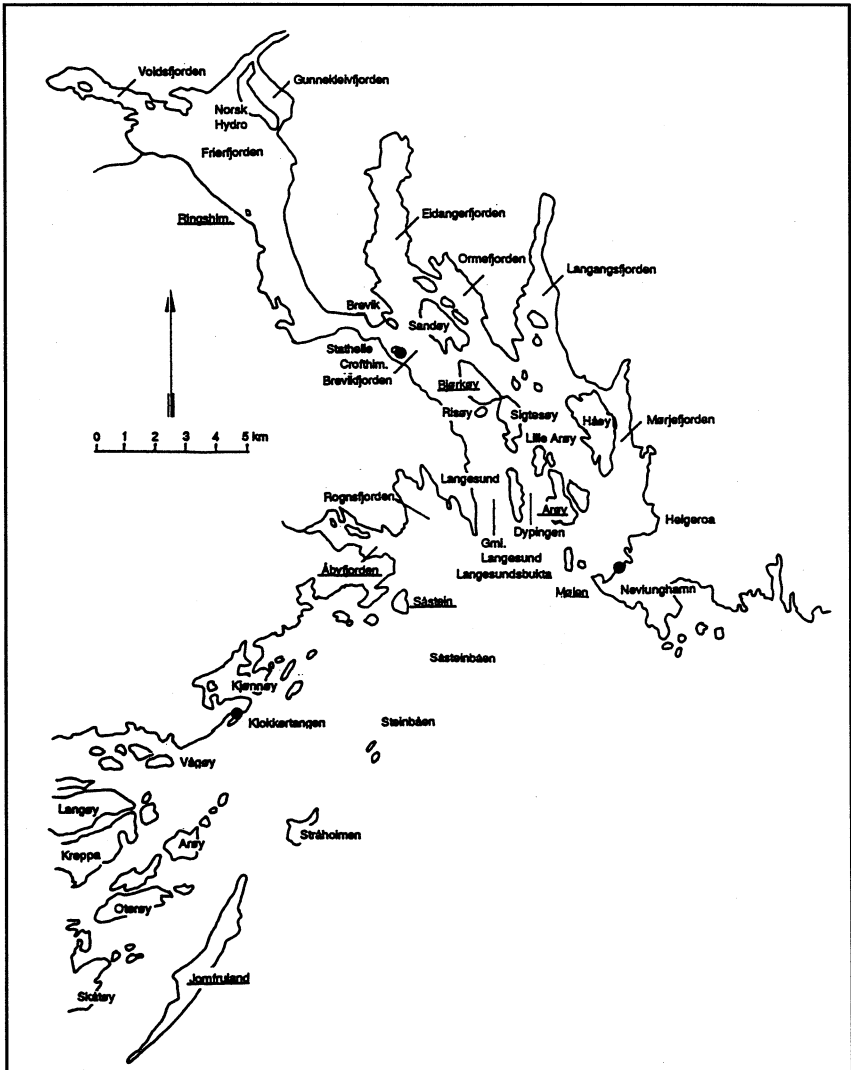


Fig. 1 Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stasjoner for innsamling av blåskjell (fylte sirkler) og krabbe (understreket). Investigation area with localities for sampling of mussels (filled circles) and crabs (underlined).

fall har mulige skader gått upåaktet. For marine organismer og sjøfugl står man muligens overfor et (uregistrert) tilfelle

av genetisk tilpasning (utvikling av forurensningstolerante bestander). Ansvaret for eventuelle forsømmelser m.h.t.

undersøkelser får deles av forvaltningen, miljøvernforskningen og i noen grad industrien (les Norsk Hydro, som en tid alene var klar over sitt problem med klororganiske miljøgifter). Blant forskere fantes det noen våkne pionerer for norsk innsats på dette feltet (se anførsel til slutt i artikkelen). Men inntil 1986-87 var innsatsen og oppmerksomheten ornkring denne forurensningssituasjonen liten (og delvis feilrettet) sammenlignet med det som antagelig hadde vært tilfelle i f.eks. Sverige eller USA. I forhold til den interesse fenomenet Frierfjorden burde påkalle hos økotoksikologer, er det delvis slik fremdeles.

Dette forurensningshistoriske tilbakeblikk kan bare bli fragmentarisk. Om

noen skulle forsøke seg på å gjøre det bedre, ville de i hvert fall erfare at man har lyktes med å redusere belastningen til få prosent og promiller av ukjente store tall. Det vi vet er at Frierfjorden (Fig.1) på 1960-tallet mottok svære mengder kvikksølv fra Hydros klorfabrikk og persistente (tungt nedbrytbare) og bioakkumulerende klororganiske stoffer fra magnesiumfabrikken (Tabell 1). Blant de sistnevnte var polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") i ukjente mengder. Fra 1969 avtok kvikksølvutslippene til den lille sidearmen Gunnekleivfjorden raskt. Til gjengjeld kom det på 1970-tallet til et stort utslipp av tjærestoffer (polysykliske aromatiske

Tabell 1. Utvalgte milepæler med størrelsesorden av belastning med miljøgifter til Gunnekleivfjorden/Frierfjorden. Særlig tall fra før 1990 er usikre. For nærmere detaljer og referanser, kfr. Bjerkeng et al. (1991) og Knutzen et al. (1995). Angivelser i kg/år, dioksiner (TE²) = toksisitetsekvivalenter) i g/år.

Table 1. Order of magnitude load of micropollutants to Frierfjorden in selected periods. TEQ from PCDF/PCDD in g/year, others in kg/years

Periode/år	Hg	HCB+OCS+5CB ¹⁾	ΣTE ²⁾	PAH
1947-69	ca 2000-4000	?	?	?
1971-74	ca 200	ca 5000 ?	?	?
1977-86	<10-100	400-600	300-500	ca 1000-10000
1990	<10	250	ca 200	ca 350
1992-94		ca 5	ca 2	50-100

¹⁾ Hovedkomponenter i utslippet fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk, sammen med deklorobifenyl (DCB). HCB = heksaklorbenzen, OCS = oktaklorstyren, 5CB = pentaklorbenzen. I tillegg kommer ukjente mengder polyklorerte naftalener (PCN) og delvis ikke identifiserte/kvantifiserte forbindelser.

²⁾ Toksisitetsekvivalenter vil si at alle sterkt giftige forbindelser av PCDF/PCDD er regnet om (ved ulike faktorer etter Ahlborg et al., 1988) til mengder av den giftigste av forbindelsene og summert.

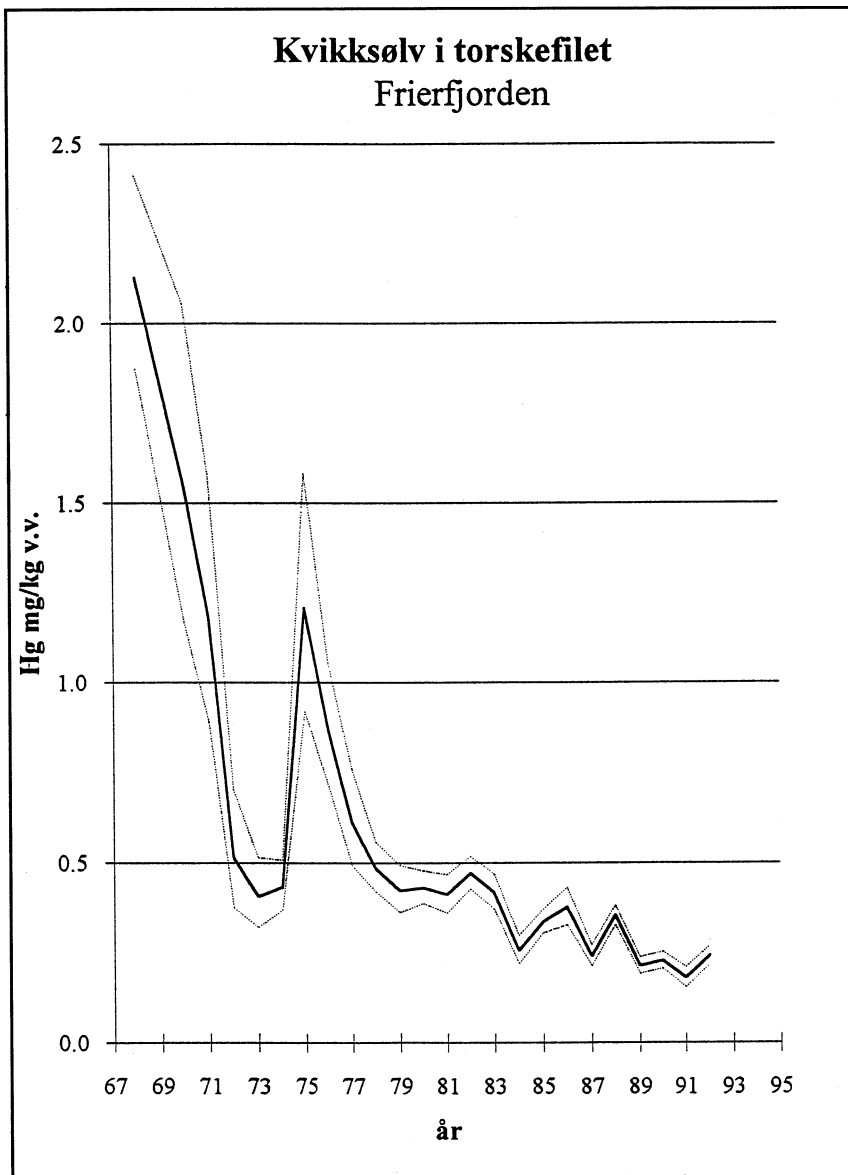


Fig. 2 Kvikksølv i filet av torsk fra Frierfjorden 1968-1992, mg/kg våtvekt. Omregnet til "normalfisk" på 1 kg (kfr. Knutzen et al., 1994). Mean and confidence interval (N≈50) for mercury in fillet of cod (*Gadus morhua*), recalculated to "standard fish" of 1 kg, mg/kg w.w

hydrokarboner, PAH) og dessuten metaller fra Elkem PEAs ferromanganproduksjon. EDC-tjære og sot fra vinylkloridproduksjon og senere pyrolyseolje fra Rafnes kan nevnes i forbifarten; i fjorden blandet med en ganske så næringsrik suppe av utslipp fra produksjon av ammoniakk, kunstgjødsel, cellulose og papir. Etter utslippsreduksjonene (tabell 1) er forgiftningen av fjordmiljøet i stor grad knyttet til sedimentene, der det er store lagre (Næs og Oug, 1991), og dertil i organismer som direkte eller indirekte påvirkes av de høye konsentrasjonene i bunnavleiringene.

2. Utviklingen i de senere år

Den ekstremt høye belastningen har ledet til råd mot å konsumere fisk og skalldyr fra fjorden; opprinnelig forårsaket av kvikksølvinnholdet i fisk, siden vesentlig pga. hovedkomponentene i magnesiumfabrikken, dvs. HCB og OCS. Någjeldende kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner (se kap. 3) er primært begrunnet i forekomsten av dioksiner.

Kvikksølvkonsentrasjonen i torsk (Fig.2) har sunket til et nivå som isolert sett - er tilnærmet bekymringsløst, selv om del representerer omkring en fordobling av "normalkonsentrasjonen". Det ser m.a.o. ut til at de delvis vedvarende høye konsentrasjonene i overflatesedimenter (stort sett 10-20 ganger "normalkonsentrasjonen" i hele Frierfjorden, kfr. Næs og Oug, 1991), ikke medfører uakseptabelt høyt kvikksølvinnhold i fisk.

PAH-innholdet i blåskjell har også avtatt betydelig etter utslippsreduksjonene (Tabell 2, med utvalgte data fra bl.a. Rygg et al., 1986; Knutzen og Green, 1991 og senere rapporter innen Statlig program for forurensningsovervåking). Tabellen illustrerer også den uoppklarte variasjonen i resultatene på den enkelte stasjon. Noe må antas å skyldes skiftende belastning (ujevne utslipp, variasjoner i påvirkning fra landavrenning, episodisk tilførsel av sot/olje fra båttrafikk), men for tallene fra før 1992 kan også usikkerhet i analysene ha spilt en rolle (kfr. ? ved usannsynlig lave verdier i tabellen).

For skjellene fra Croftholmen tilsvarende de siste års PAH-nivå (1992-94 i tabell 2) overkonsentrasjoner på omkring 3-8 ganger. ("Overkonsentrasjon" vil si jevnført med et antatt høyt normalnivå, kfr. Knutzen og Green, 1995).

Sedimentenes høye PAH-innhold (i Frierfjorden stort sett 20-60 ganger "normal" konsentrasjon; Næs og Oug, 1991), har gitt lite utslag på PAH-innhold i krabbe og fisk med tilknytning til bunnen (Knutzen et al., 1993): <1-10 µg/kg våtvekt for sum av de potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH), mot omkring 50(15-91) µg/kg v.v. av slike stoffer i blåskjell fra Croftholmen (Knutzen et al., 1994, 1995). Høyt "normalnivå" av KPAH i skjell er kanskje 10 µg/kg våtvekt (Knutzen og Green, 1995).

Det foreligger hverken norske eller internasjonale dosegrenser for KPAH fra mat. Følgelig vet ingen hva som mht. PAH isolert sett skal til for å få opphevet omsetningsforbudet og råd

Tabell 2 Utvalgte sammendragsdata for sum PAH i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1980-1994 (kfr. tekst), mg/kg tørrvekt. For stasjonene, se Fig. 1.
Table 2 Selected data for sum PAH in the common mussel (*Mytilus edulis*), mg/kg d.w. For localities, cf. Fig. 1

År	Croftthlm.	Helgeroa	Klokkartangen
1980-86	30.7 ¹⁾	24.4 ¹⁾	-
1987 ²⁾	6.7-39.3	1.3-11.3	1.4-8.6
1988 ²⁾	5.8-20.2	0.7-5.3	0.4-6.3
1989 ²⁾	0.7(?) - 7.4	0.09(?) - 2.1	0.15(?) - 0.9
1992-1994 ³⁾	0.7-2.3	0.18-0.93	0.39

¹⁾ Medianverdier av hhv. 33 og 28 observasjoner

²⁾ Intervall for 3 obs. (?) markerer usannsynlig lave verdier

³⁾ Intervall for hhv. 9 og 3 obs.

mot å spise skjell sanket innenfor linjen Mølen-Såstein-fastlandet (fig. 1). Med det nåværende nivå av benzo(a)pyren og andre KPAH synes økningen i kreft-risiko liten (Rønneberg, 1994).

Det beste dataunderlaget for å beskrive utviklingen mht. forurensningsnivået i sjømat har man fra en langtidsserie med årlige observasjoner fra 1975 av vel 50 torsk fra Frierfjorden (og ca 15 fra Eidangerfjorden), der leveren analyseres på innhold av HCB, OCS og DCB (foruten kvikksølv, Fig. 2). Figurene 3-5 viser hvordan nivået først sank kraftig, i hvert fall for HCB/OCS, etter 1. runde av rens tiltak i 1975; og videre virkningen av 1990-reduksjonen i belastning. (DCB oppfører seg forskjellig fra HCB/OCS i resipienten: Stoffet er sannsynligvis mer persistent, men relativt mindre biotilgjengelig og toksikologisk aktivt - og omtales derfor ikke videre her.)

Det ses at utviklingen har vært noe varierende, spesielt 1976-1990, men også siden. Hvorfor er ikke fullt ut forstått, men variasjonene henger etter all sannsynlighet sammen med fiskens vandringshistorie (ulik grad av eksponering) og dessuten individuelle forskjeller mht. til akkumulering/utskillelse. Konsentrasjonsforskjellen mellom individene har regelmessig spent over mer enn en størrelsesorden (10 ganger), selv etter omregning til fettbasis (kfr. f.eks. vedlegg 4 i Knutzen et al., 1995a).

Det vi kan slå fast er at sammenlignet med situasjonen i 1975 og 1989 (før de to rensomgangene) har HCB og OCS i lever av torsk fra Frierfjorden avtatt hhv. ca 99 og ca 90%. Fra et utgangspunkt i 1975 på 1/10-1/20 av forurensningsnivået i Frierfjorden, har den relative minskningen vært nesten like stor i fisk fra Eidangerfjorden/Breviksfjorden.

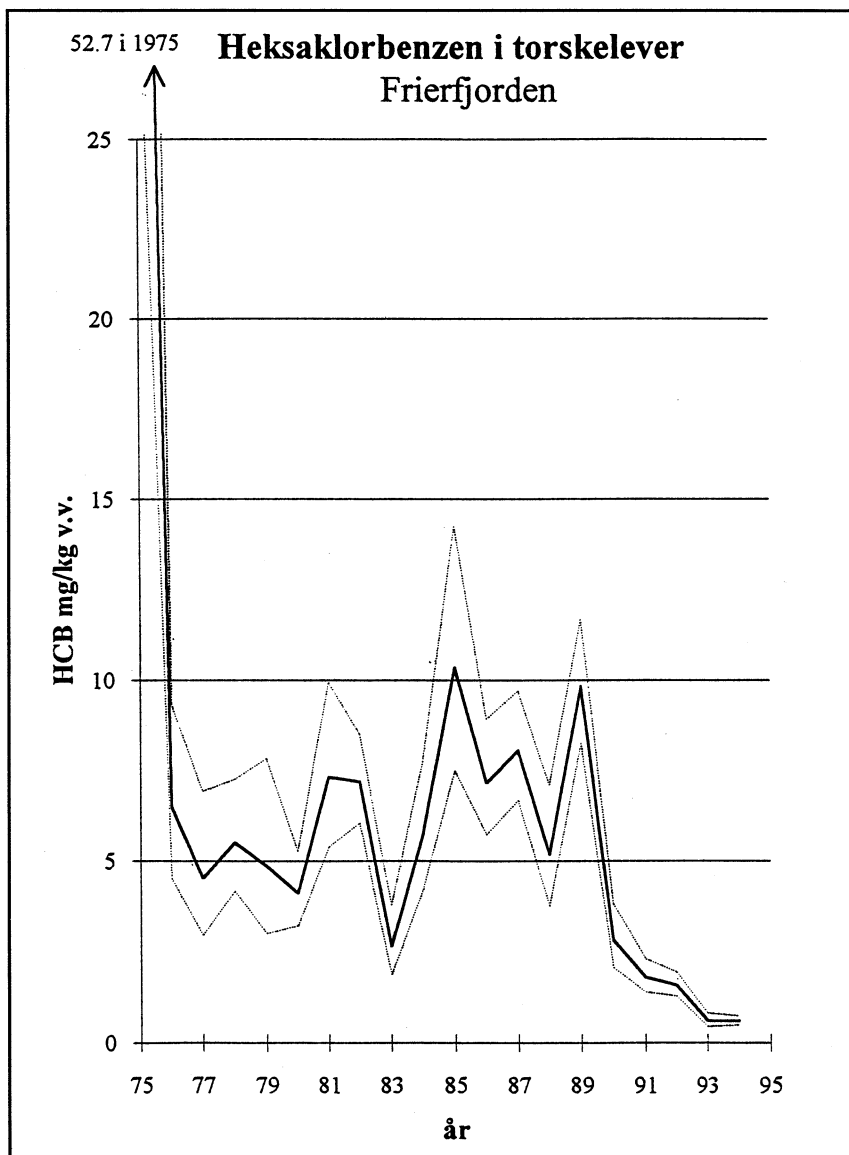


Fig. 3 Heksaklorbenzen i lever torsk fra Frierfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

Mean and confidence intervall (N≈50) for hexachlorbenzene in liver of cod (*Gadus morhua*) from Frierfjorden, recalculated to "standard fish" of 1 kg.

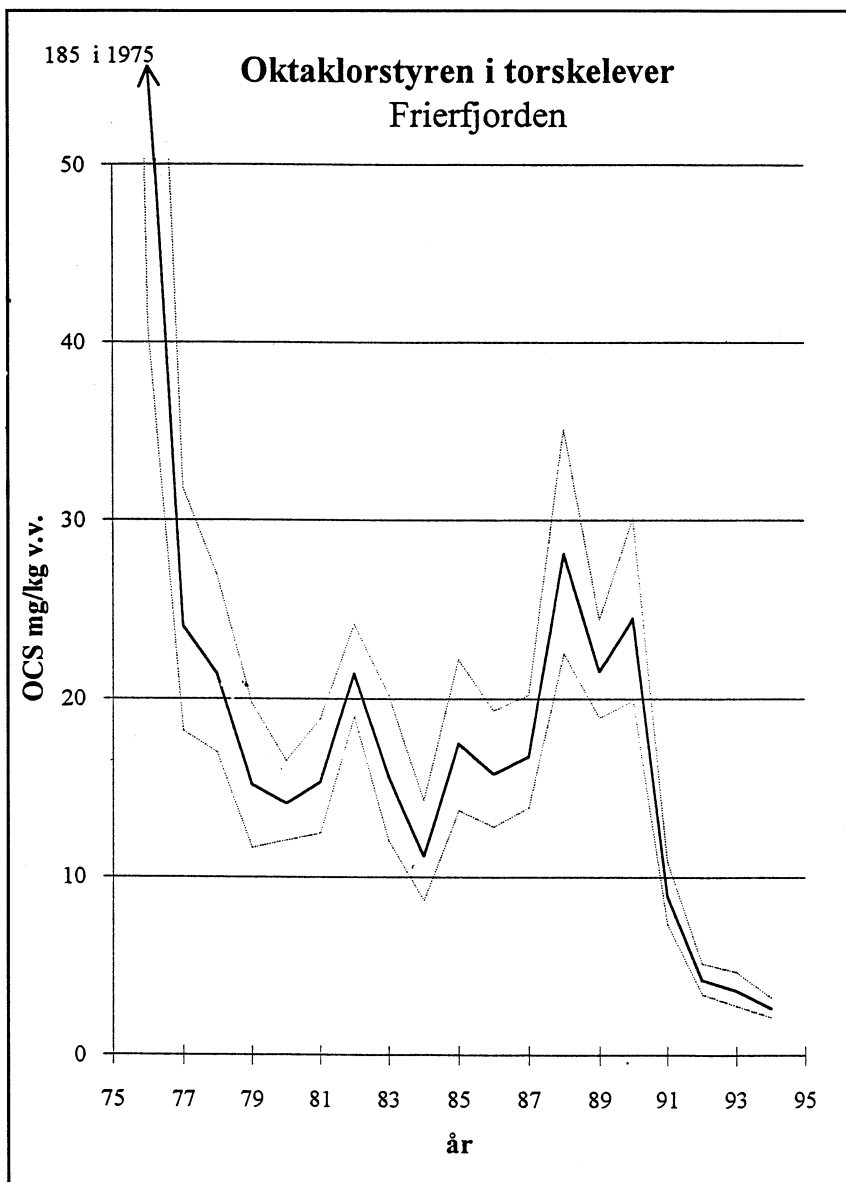


Fig. 4 Oktaklorstyren i lever torsk fra Frierfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg. Mean and confidence intervall (N=50) for octachlorostyrene in liver of cod (*Gadus morhua*) from Frierfjorden, recalculated to "standard fish" of 1 kg.

Dekaklorbifenyl i torskelerver Frierfjorden

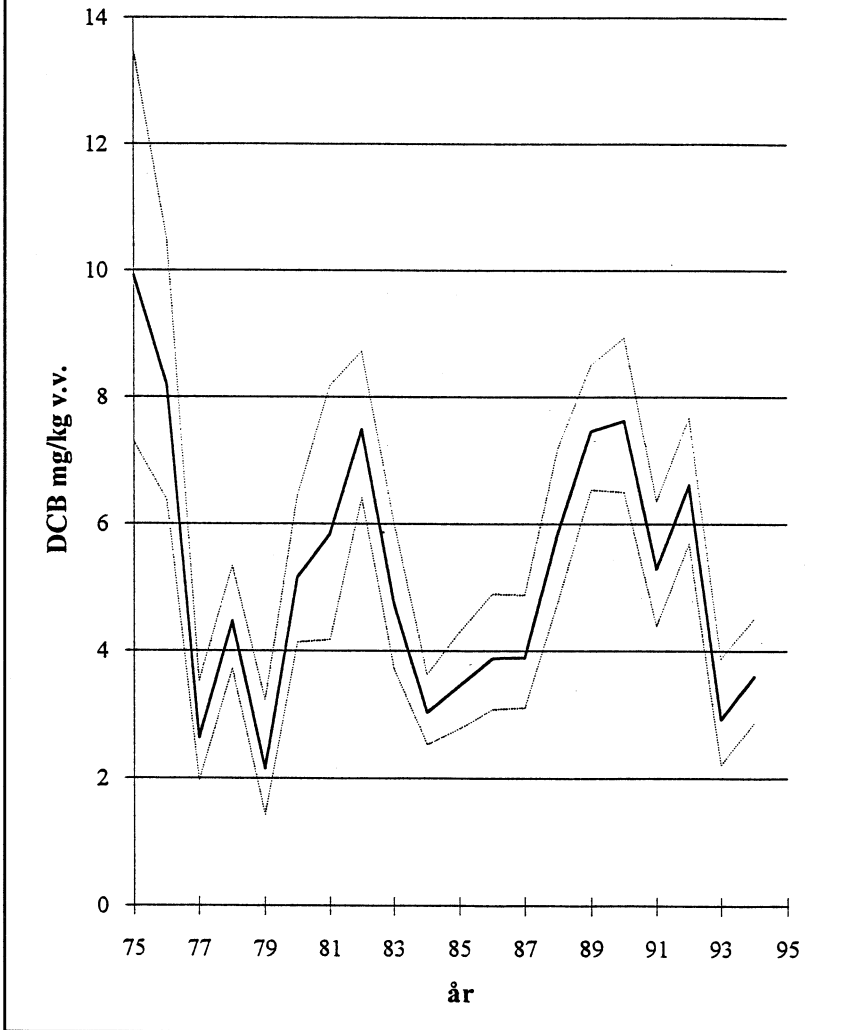


Fig. 5 Dekaklorbifenyl i lever av torsk fra Frierfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

Mean and confidence intervall (N≈50) for decachlorobiphenyl in liver of cod (*Gadus morhua*) from Frierfjorden, recalculated to "standard fish" of 1 kg.

Tilsvarende langtidsobservasjoner for HCB i blåskjell (fra 1976) har vært gjort av Norsk Hydro, men på blandprøver (Jarandsen, 1991, upubl.). I andre organismer har det vært mer ujevnt med observasjoner i tiden mellom basisundersøkelsen Frierfjorden 1974-76 (Bokn et al. 1977) og 1990 (se ref. i Bjerkeng et al., 1991).

For andre arter kan utviklingen etter 1990 illustreres ved OCS, det sannsynligvis mest betenkelige stoffet blant hovedkomponentene i utslippet fra magnesiumfabrikken. Fig. 6-9 viser resultatene av blandprøveanalyser av filet fra sjøørret, ål og skrubbe, samt skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) av krabbe, omregnet til fettbasis for å utligne de variasjonene fra år til år som kan skyldes ulikt fettinnhold.

Tendensen fra disse blandprøveanalysene (Fig. 6-9) synes ikke like klar

som fra årsgjennomsnittene av individuelle analyser (Fig. 3-5). Mest utvilsom nedgang har man hatt i sjøørret, med mer enn 70% fra 1990 (fig. 6, merk brudd i skala). I ål, skrubbe og krabbe, som i motsetning til sjøørret er knyttet til bunnen, har konsentrasjonene vært mer fluktuerende (Fig. 7-9). Sett under ett synes imidlertid tendensen tydelig nedadgående.

For kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner er som nevnt innholdet av dioksiner og lignende stoffer avgjørende. Utvalgte eksempler på 1994-nivåene ses av Tabell 3.

Hvordan dioksininnholdet har utviklet seg er illustrert i Fig. 10 (torskelever, filet av sjøørret og skrubbe), Fig. 11 (filet av ål, sild, makrell), Fig. 12 (krabbesmør, hepatopancreas) og Fig. 13 (blåskjell og reker; sistnevnte ikke omfattet av kostholdsråd).

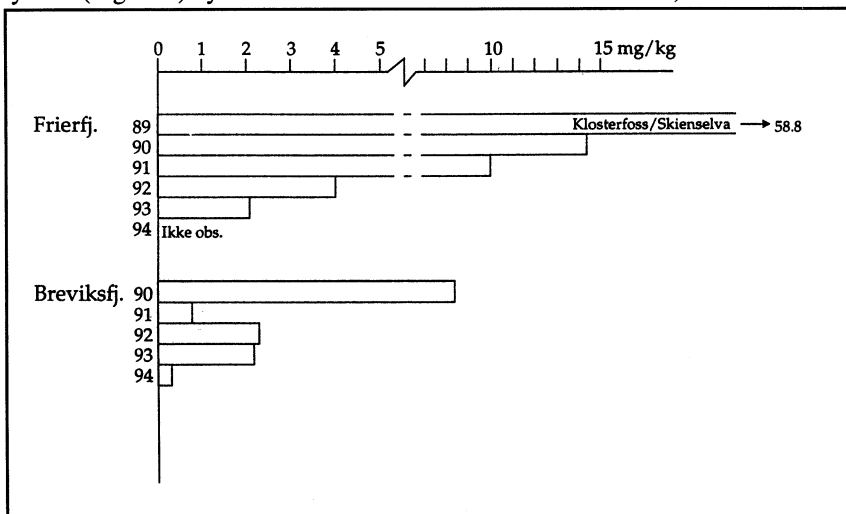


Fig. 6 OCS i filet av sjøørrett fra Grenlandsfjordene 1990-94, mg/kg fett. OCS in fillet of sea trout (*Salmo trutta*) from the Grenland fjords 1990-1994, mg/kg lipid.

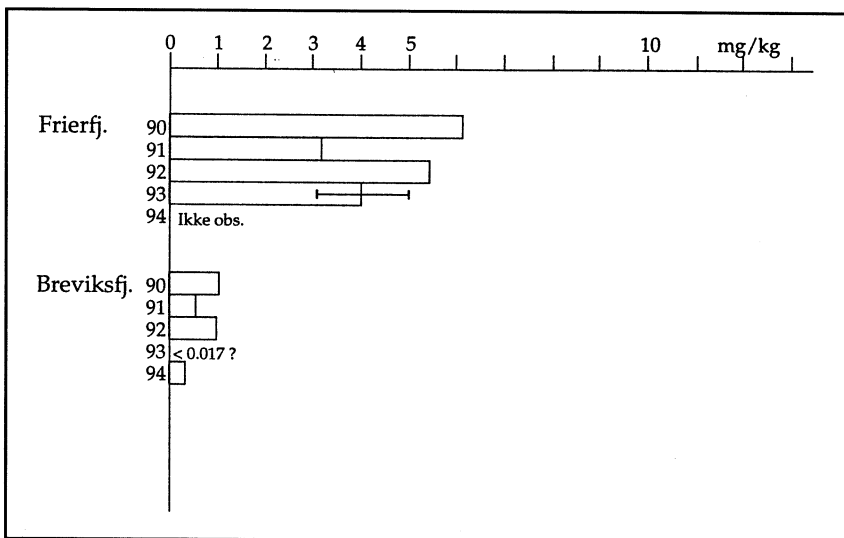


Fig. 7 OCS i filet av ål fra Grenlandsfjordene 1990-94, mg/kg fett.
 OCS in fillet of eel (*Anguilla anguilla*) from the Grenland fjords 1990-1994,
 mg/kg lipid.

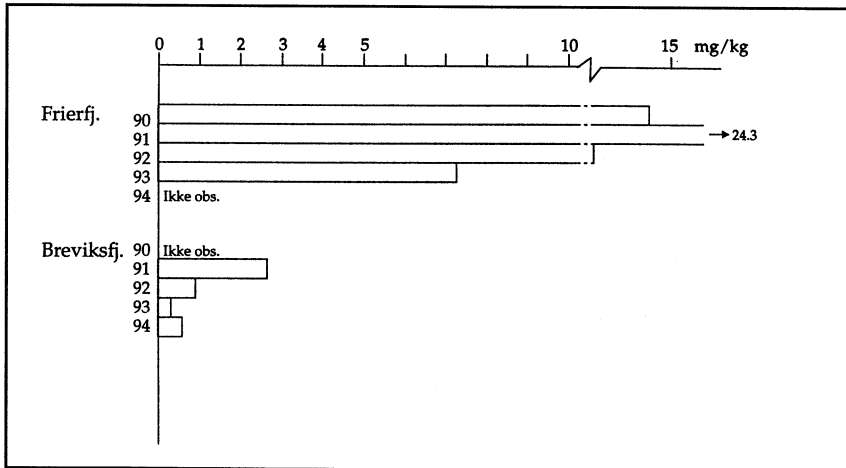


Fig. 8 OCS i filet av skrubbe fra Grenlandsfjordene 1990-94, mg/kg fett.
 OCS in fillet of flounder (*Platichthys flesus*) from the Grenland fjords 1990-
 1994, mg/kg lipid.

Av Figur 10 fremgår den meget store nedgangen i torskellevers dioksininnhold fra 1975 til 1976 (1. renseomgang)

og dernest fra før til etter 1990. Resultatet fra analysene av 1975/76-prøvene (stilt til rådighet av avdøde G. Norheim,

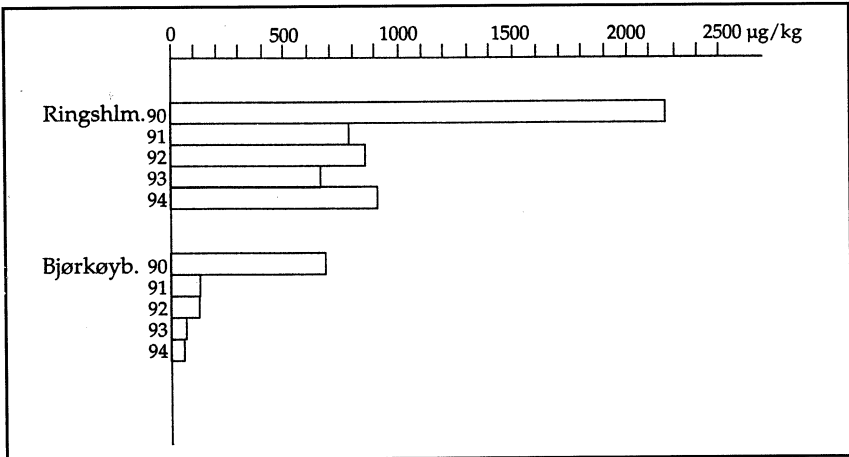


Fig. 9 OCS i hepatopancreas (krabbesmør) av taskekrabbe fra Grenlandsfjordene 1990-94, µg/kg fett.
 OCS in hepatopancreas of edible crab (*Cancer pagurus*) from the Grenland fjords 1990-1994, µg/kg lipid.

Veterinærinstituttet), er det viktigste vitnesbyrd man har om at forholdet mellom utslippet av dioksiner og hovedkomponenter (HCB, OCS, 5CB) var omlag det samme før og etter 1975. Fra 1975 til 1994 ses at konsentrasjonen i torskelever har avtatt 98-99%, mens minskningen før/etter 1990 har vært i størrelsesorden 85-90%. Det siste er mindre enn proporsjonalt med utslippsreduksjonen på ca 99% (kfr. Tabell 1).

Man ser også at det har vært en tydelig reduksjon i lever av torsk fra stasjoner lenger ut, men at den relative minskningen har vært mindre enn i Frierfjorden.

I prinsippet samme utvikling som i torskelever har man fått for de andre artene, men til dels ikke like tydelig. Særlig ses at dioksininnholdet i ål fra Frierfjorden fremtrer som nærmest stabilt (Fig. 11). Ål synes å ha spesielle opptaks- og/eller utskillelsesmekanis-

mer, idet nettoakkumuleringen av dioksiner er forholdsvis moderat sammenlignet med andre arter når tallene i tabell 3 omregnes til fettbasis. kfr. Knutzen et al., 1995a, b). I betraktning av det høye fettinnholdet viser ål også bemerkelsesverdig lave bakgrunnskonsentrasjoner (Knutzen, 1995).

Bortsett fra ål, viser de øvrige arter, hentet fra områdene nærmest kilden, stort sett markert nedgang. Skrubbe (Fig. 10) og delvis reke (Fig. 13) fra Breviksfjorden er også unntak, men her kommer inn usikkerheter i forbindelse med fettbestemmelser i arter med lav fettprosent. Størst har reduksjonen vært i blåskjell: omkring 97-98%, dvs. nesten proporsjonalt med utslippsreduksjonen. Deretter følger sjøørret fra Frierfjorden (ca 90%), sild (ca 85%) og krabbe fra Frierfjorden/Breviksfjorden (70/85%, Fig. 12)

Tabell 3 1994-konsentrasjoner av PCDF/PCDD i fisk av skalldyr fra Grenlandsfjordene, gitt som ngTE/kg våtvekt.

Table 3 1994 levels of PCDF/PCDDs in selected species of fish and shellfish from the Grenland fjords in ng TEQ/kg wet weight.

Arter/vev, stasjoner	ng/kg v.v.
LEVER AV TORSK (<i>Gadus morhua</i>)	
Frierfjorden	799
Breviksfjorden	457
Såstein	102
ROGN AV TORSK	
Frierfjorden	20.5
Breviksfjorden	7.7
Såstein	2.6
FILET AV TORSK	
Frierfjorden (1993)	1.91/2.41
FILET AV SJØØRRET (<i>Salmo trutta</i>)	
Breviksfjorden	3.97
FILET AV ÅL (<i>Anguilla anguilla</i>)	
Frierfjorden (1993)	41.1
Breviksfjorden	17.0
FILET AV SKRUBBE (<i>Platichthys flesus</i>)	
Frierfjorden (1993)	9.91
Breviksfjorden	8.33
FILET AV SILD (<i>Clupea harengus</i>)	
Langesundbukta	5.94
FILET AV MAKRELL (<i>Scomber scombrus</i>)	
Breviksfjorden	3.89
KRABBESMØR (<i>Cancer pagurus</i> , hepatopancreas)	
Ringshlm., Frierfjorden	1602
Bjørkøyb., Breviksfjorden	564
Arøya/Dybingen	48
Såstein	115
Åbyfjorden	87
BLÅSKJELL (<i>Mytilus edulis</i>)	
Croftholmen, Breviksfjorden	5.65
Helgeroa	1.73
REKER (<i>Pandalus borealis</i>)	
Breviksfjorden	6.66
Håøyfjorden	2.89

Forskjellen mellom artene mht. relativ minskning må primært antas å skyldes ulik eksponering pga. levested og diett. Blåskjell lever i overflatelaget, der reduksjonene i utslippene til vann merkes best. De øvrige artene er i varierende grad direkte eller indirekte utsatt for de vedvarende sterkt forurensede sedimentene. Relativt minst effekt av tiltakene må ventes i dyr som lever nær bunnen i kontakt med sedimentene og henter sin føde i den forurensede bløtbunnsfaunaen, dvs. arter som taskekrabbe, ål og skrubbe, dertil reker som har regelmessig næringsvandring ned til bunnen. Men også en del andre fiskearter inntar forurensede byttedyr, enten på bunnen eller ved fangst av reker og andre krepsdyr som delvis befinner seg nær bunnen, delvis oppe i de frie vannmasser.

3. Fremtidsutsikter

For tiden gjelder følgende kostholdsråd fra Statens næringsmiddeltilsyn:

- **Omsetningsforbud** for fisk og skalldyr fanget innenfor Brevikbroen (inkludert sjøørret fra alle vassdrag som munnar ut i Frierfjorden), vidare for krabbe og blåskjell fra området innenfor linjen Mølen - søndre Såstein - fastlandet, se Figur 1.
- **Påbud** om at fisk fanget mellom Brevikbroen og ovennevnte grense skal omsettes sløyret og uten lever (unntatt sild, makrell, brisling o.a. som vanligvis selges som rund fisk).
- **Råd** om ikke å spise fisk fra områ-

det innenfor Brevikbroen, sjøørret fra Skienselva, Herreelva og andre vassdrag som munnar ut i Frierfjorden og heller ikke krabbe, blåskjell eller fiskelever fra fangststeder innenfor linjen Mølen - Såstein - fastlandet.

Delmål 1 for myndighetenes prosjekt "Miljøpakke - Grenland" ble formulert slik: "Innen år 2000 skal fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene kunne brukes som menneskemat uten restriksjoner".

Bestemmende for om dette mål skal kunne nås er dels utviklingen i de spiselige arters miljøgiftinnhold, dels myndighetenes vurdering av giftstoffenes farlighet. Til grunn for risikovurderingen av dioksiner og stoffer med dioksinlignende egenskaper ligger dosegrenser anbefalt av internasjonale ekspertgrupper. Gjeldende vurdering angir en øvre tolerabel - livslang - ukedose for voksne (60-80 kg) på 2.1-2.8 ng TE (Ahlborg et al., 1988; Ahlborg, 1989).

Pga. hensynet til barn, spesielt ømfintlige individer og særlig utsatte befolkningsgrupper, er det i dosegrensen innarbeidet en stor sikkerhetsmargin. Det betyr bl.a. at episodisk overskridelse (f.eks. i krabbesesongen) er rimelig risikofritt.

Sammenlignes de ca 2.5 ng/uke med verdiene i Tabell 3 (og med Fig. 10-12), ses at ovennevnte mål kan bli vanskelig å nå, særlig for skallinnmat av krabbe og lever av torsk og beslektede arter (hvitling, kolje, sei, lyr) fra Frierfjorden og indre Breviksfjorden.

Et viktig moment i denne forbindelse

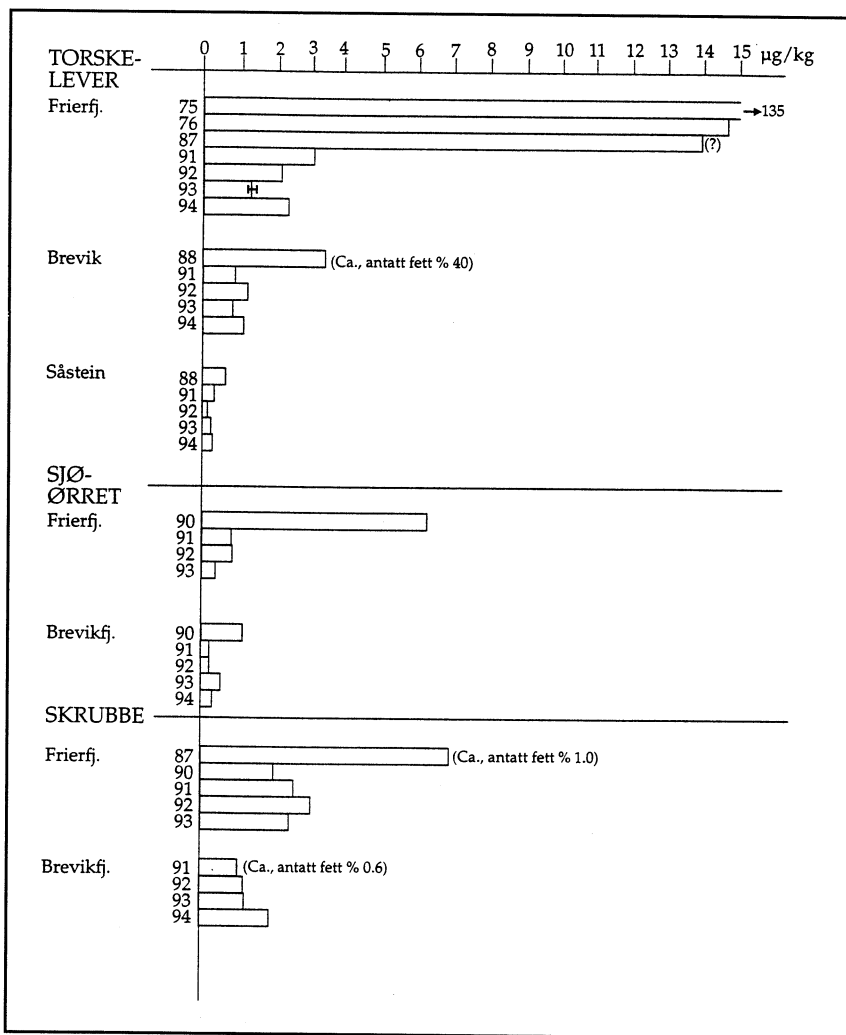


Fig. 10 Toksitetekvivalenter fra PCDF/PCDD i torskelerver og filet av sjøørret og skrubbe fra Grenlandsfjordene (1975)1987-1994, µg TEQ/kg fett. TEQ from PCDF/PCDDs in liver of cod and fillet of sea trout and flounder from the Grenland fjords (1975)1987-1994, µg TEQ/kg lipid.

er at totalinnholdet av toksisitetsekvivalenter er høyere enn vist i Tabell 3, i det også andre stoffer med dioksinlignende giftvirkning bidrar. Størst betyd-

ning i så måte har noen først nylig kvantifiserte forbindelser av polyklorerte naftalener (PCN, som kommer fra samme kilde som dioksinene). Av en

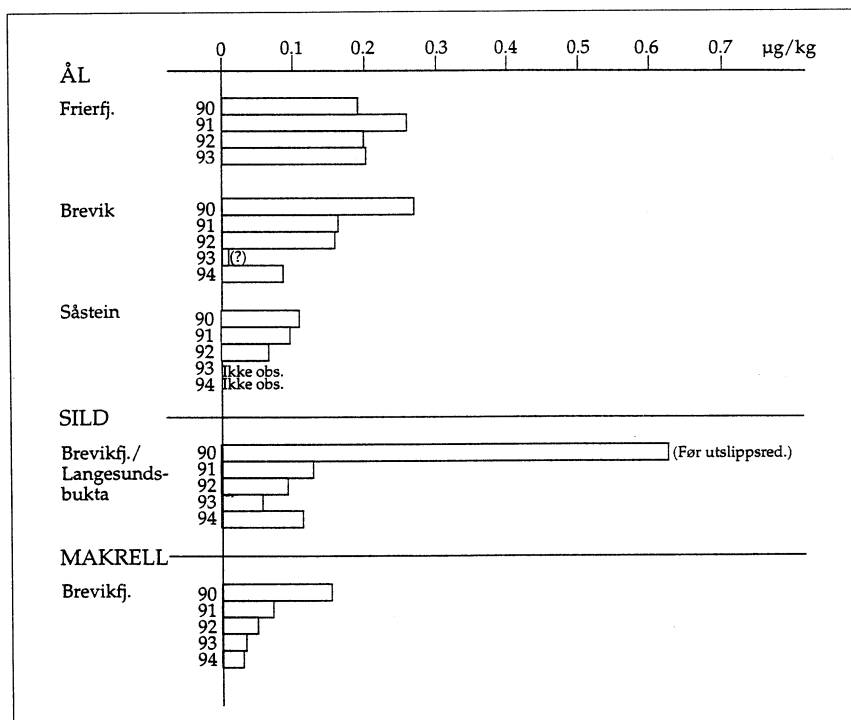


Fig. 11 Toksisitetsekvivalenter fra PCDF/PCDD i filet av ål, sild og makrell fra Grenlandsfjordene 1990-1994, µg TEQ/kg fett.
TEQ from PCDF/PCDDs in the fillet of eel, herring and mackerel from the Greenland fjords 1990/1994, µg TEQ/kg lipid.

sum TE på vel 1000 ng/kg v.v. i torsk-
elever fra Frierfjorden 1993 utgjorde
PCN ca 35% (Knutzen et al., 1995b).
Ytterligere 15% kom fra non-orto PCB.
(PCB i Frierfjorden har sannsynligvis
andre kilder enn Norsk Hydro og viser
bare overkonsentrasjoner i forhold til
normalnivået på kanskje 2-3 ganger.
Non-orto forbindelsene er de viktigste
blant en mindre gruppe PCB som har
dioksinlignende giftvirkning).

For enkelte andre typer sjømat enn
lever av torsk fisk og skallinnmat av
krabbe frå Frierfjorden/indre Breviks-

fjorden er utsiktene lysere. Det samme
gjelder generelt for utnyttelse av fisk og
skalldyr fra de utenforliggende områ-
der, dvs. fra Gamle Langesund og ut-
over (Fig. 1), dog med et forbehold for
torsk elever og krabbeinnmat.

Vurderingen av dette tilligger Sta-
tens Næringsmiddeltilsyn (SNT), men
allerede synes det liten grunn til å opp-
rettholde omsetningsforbudet for blå-
skjell i hele området innenfor Mølen -
Såstein når noe tilsvarende ikke gjelder
for reker, som har omlag samme diok-
sininnhold (Knutzen et al. 1995a,b).

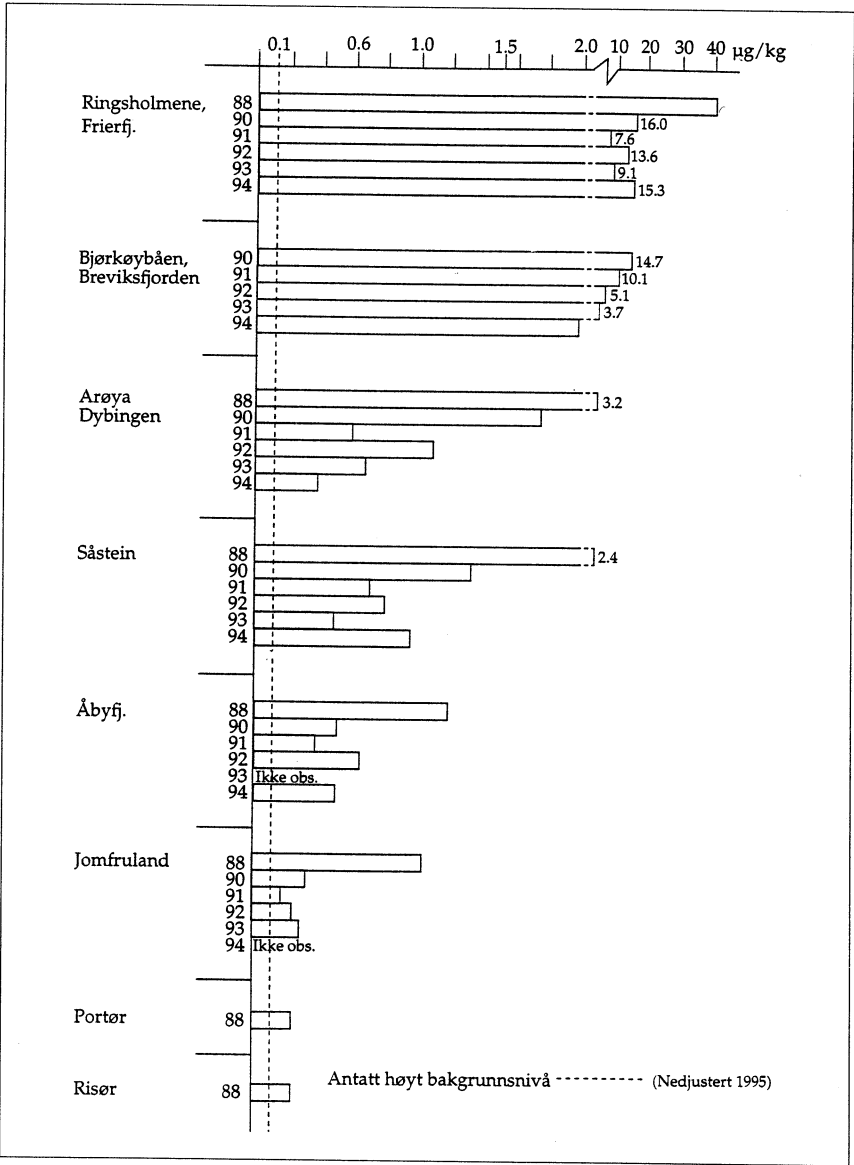


Fig. 12 Toksisitetsekvivalenter fra PCDF/PCDD i hepatopancreas (krabbesmør, del av skallinnmaten) av taskekrabbe fra Grenlandsfjordene 1988-1994, µg TE/kg fett.

TEQ from PCDF/PCDDs in hepatopancreas of the edible crab from the Grenland fjords 1988-1994, µg TEQ/kg lipid.

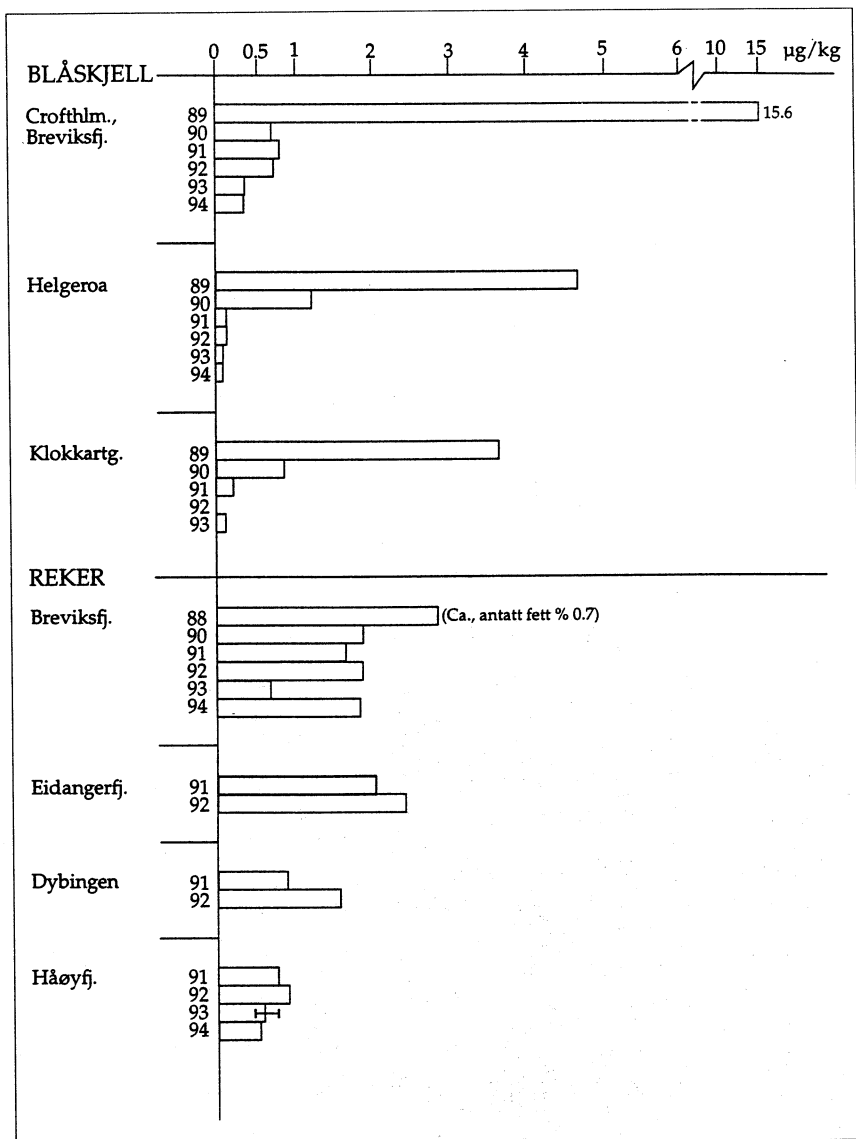


Fig. 13 Toksisitetsekvivalenter fra PCDF/PCDD i blåskjell og reker fra Grenlandsfjordene 1988-1994, µg TE/kg fett.
 TEQ from PCDF/PCDDs in the common mussel (*Mytilus edulis*) and shrimps (*Pandalus borealis*) from the Grenland fjords 1988-1994, µg TEQ/kg lipid.

Imidlertid har blåskjellene som nevnt også moderate overkonsentrasjoner av PAH.

I de nærmeste år kan det videre bli aktuelt å se på omsetningsforbudet for krabbe fra de ytre områdene (fra Arøya og utover), dessuten på rådet mot å spise sjørørret, og spesielt filet av torskefisk fra Frierfjorden. Dette krever imidlertid mer data enn det nå er lagt opp til innen rutineovervåkingen. Det er også informasjonsmessige problemer forbundet med å ha mer differensierte, artsavhengige råd enn de man nå har.

Hovedkomponentene HCB og OCS fremtrer nå som mindre viktige i relasjon til utnyttelse av sjømat, men konsentrasjonene ligger fremdeles betydelig over tentative målkriterier for lever av torskefisk og ål (se Knutzen, 1990, sammenlignet med data i Knutzen et al., 1995 a,b). Det er også indikasjoner på at HCB og OCS "fjernes" noe hurtigere fra fjordsystemet enn gruppen av de giftigste PCDF/PCDD (Knutzen et al., 1995 a,b).

Av figurene 10-13 synes dioksininnholdet i flere arter å flate ut på et betenkelig nivå. Avhengig av hvilke arter, vev og fangstområder man betrakter, dreier det seg om konsentrasjoner som ligger ca 5-100 ganger over "høyt normalnivå". Høyst ligger torskelever, krabbeinnmat, skrubbe og blåskjell fra Frierfjorden/indre Breviksfjorden, med overkonsentrasjoner på henholdsvis ca. 30-50, 35-100, 50 og 40 ganger. Verdierne for sjørørret, ål, sild og makrell i Tabell 3 tilsvarer overkonsentrasjoner på (i rekkefølge) ca 10/5 (Frierfjorden/

Breviksfjorden), 20/10, 5 og 5 ganger.

Dagens kjente direkte belastning med dioksiner på fjordsystemet kan i høyden forklare de konsentrasjonene man finner i blåskjell. (Men selv for denne arten er det bemerkelsesverdig at 2 gram pr. år kan gi overkonsentrasjoner på 10-20 ganger så langt ut som ved Helgeroa.) Årsaken til de vedvarende forhøyede konsentrasjoner i fisk og krabbe må antas vesentlig å være eksponering via føden. Byttedyr som lever i kontakt med de forurensede sedimentene vil selv få høyt innhold av dioksiner (Knutzen et al., 1995b). Dermed fås en transport opp gjennom næringskjeden som starter med bløtbonnsdyr. Reker, krill og andre vertikalvandrende krepsdyr vil bidra til at også rent pelagiske fiskearter (som f.eks. sei) kontamineres.

Således vil forløpet av utviklingen i sjømat sannsynligvis mest bestemmes av hvordan det går med sedimentenes dioksininnhold. Dette vet vi for lite om til å gi noe særlig nøyaktige prognoser. Sedimentenes dioksiner er ikke undersøkt siden 1989 (Næs og Oug, 1991), men generelt må man forvente bare langsom endring når det gjelder så bestandige stoffer.

Den viktigste mekanismen vil sannsynligvis være at dioksininnholdet fortynnes ved at "rene" partikler sedimenterer. I Frierfjorden kan man regne med en pålagring av 3-5 mm i året (Næs og Oug, 1991). Med omrøring ved sedimentlevende dyr o.a. fås derved en teoretisk halvering av dioksininnholdet i bunnnavleiringenes øvre 2 cm på ca 5 år. For næringskjedetransporten frem til de aktuelle spiselige arter kommer det

imidlertid inn mange faktorer, som spiller noe forskjellig rolle fra art til art (ulike levesteder, ulike byttedyr, forskjellige netto akkumuleringsegenskaper hos både byttedyr og konsumarterne). Man kan følgelig ikke regne med generell parallellitet i utviklingen henholdsvis i sediment og fisk.

En annen mekanisme er nedbrytning av dioksinene. Dette er påvist hos fisk (se ref. i Knutzen, 1992), men usikkert for virvelløse dyr og mikroorganismer i sediment. (Noen mikroorganismer kan omsette PCDF/PCDD, kfr. Takada et al., 1994 og Barkovskii et al. 1994, begge med ref., men spørsmålene om slike finnes i marine sedimenter og nedbrytningshastigheten her, synes uavklart.) For fjordsystemets lager av dioksiner vil eventuell metabolisering ved sedimentets mikroflora være avgjørende. Omsetning i fisk spiller liten rolle fordi dioksinlageret i fisk er så liten del av totalen.

Bortsett fra næringskjedetransport som begynner med bløtbunnsfauna synes dioksin i sedimentet å være lite bevegelig. Stoffene utløses i liten grad og oppvirvlede partikler vil for det meste resedimentere. Unntak kan være oppvirvling av gruntvannssedimenter (grunnere enn 10 m) og ved massiv utskiftning av dypvann.)

Det har vært spekulert over om bebringen i Frierfjordens oksygenforhold kan forsinke restaureringen mht. miljøgifter ved at nye, forurensede bunnarealer frigjøres for rekolonisering av bunn-dyr og dermed næringskjedetransport fra et større areal enn nå. Den mest nærliggende antagelse er at man kan få

mer biomasse som er forurenset enn nå, men at graden av forurensning i spiselige organismer ikke vil berøres noe vesentlig hverken den ene eller andre veien. Et så komplekst spørsmål krever imidlertid en grundigere overveielse. F.eks. kan det tenkes å virke ugunstig hvis det igjen skulle bli leved grunnlag for reker i Frierfjorden. Likeledes kan mer kvikksølv utløses fra bunnen hvis/når denne blir oksygenert.

Hva som skal til for en sikrere prognose ma drøftes i forbindelse med forslaget til plan for langtidsovervåking (frem til år 2000), som nå er til høring hos myndighetene og de involverte industribedrifter. Et hovedspørsmål ved de kommende drøftelser av forslaget vil bli om man kan komme lenger bare med de eksisterende kunnskaper, og fremtidige data som den rene overvåking vil bringe, eller om det kreves slike spesialundersøkelser som forslaget også innbefatter (nærmere kartlegging av mulige tilførsler fra nedbørfeltet og Gunnekleivfjorden, oppvirvling og transport fra gruntvannssedimenter, registrering av dioksinnivåer i viktige byttedyr innen utvalgte næringskjeder, opptaks- og utskillelsesforsøk og eventuelt annet).

I erkjentlighet

Flere forskningsinstitusjoner og en rekke personer har fra starten i 1960-årene og i ulike perioder siden bidratt til kunnskapene om tilstand og utvikling i Frierfjorden. Uten forkleinelse for de øvrige, deriblant NIVA-forskere, bør nevnes: Oluf Böckman og J.G. Johansen fra Norsk Hydro/Forskningsssenteret;

avdøde Gunnar Norheim og dessuten Bjarne Underdal og Janneche Utne Skåre fra Veterinærinstituttet/Norges Veterinærhøgskole; avdøde Gudbrand Lunde sammen med Elisabeth Baumann Ofstad og Kari Martinsen fra det tidligere Sentralinstitutt for industriell forskning; Bjarne Bøe/Kåre Julshamn, henholdsvis fra Fiskeridirektoratets Sentrallaboratorium og Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt, samt Michael Oehme fra NILU.

Referanser

- Ahlborg, U.G., H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg, 1988.* Nordisk dioxinrisikbedømming. Miljørapport 1988: 7 (NORD 1988: 49) fra Nordisk Ministerråd, København. 129 s. + bilag. ISBN (DK) 87-7303-100-2, ISBN (S) 91-7996-054-5.
- Ahlborg, U.G., 1989.* Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603-608
- Barkovskii, A., Q. Fu og P. Adriaens, 1994.* Biological and abiotic dechlorination of highly chlorinated PCDD/PCDF: Issues of bioavailability and pathways. S. 469-473 i H. Fiedler et al. (red.): DIOXIN'94. 14th. Int. Symp on Chlorinated dioxins, PCBs and related compounds, Kyoto Nov. 1994. Short Papers, Vol. 20. Dept. Environ. & Sanitary Engineering. Kyoto Univ.
- Becher, G., H.R. Johansen, J. Alexander, M. Løvik, P.I. Gaarder og W. Gdynia, 1995.* Consumption of crabs and body burden of PCDDs/PCDFs: A study of male crab consumers from a polluted fjord area in Norway. S 489-492 i R. Clement et al. (red.): DIOXIN'95, Int. Symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 26.
- Bjerkeng, B., J. Knutzen, R. Gulbrandsen og J. Skei, 1991.* Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3. Omsætning av miljøgifter. NIVA-rapport 2597, 121 s.
- Bokn, T., L. Kirkerud, K. Kvalvågnæs og B. Rygg, 1977.* Resipientundersøkelse av Nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 6. Fremdriftsrapport for de biologiske undersøkelser mars 1974 - mai 1976. NIVA-rapport O-111/70, 234 s.
- Jarandsen, B. 1991.* Magnesiumfabrikk - HP Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Hydro, Forskningscenteret i Porsgrunn. Prosjekt nr. R22652200. Dok.nr. 91B.BZ6, 4 s. + vedlegg. Upublisert.
- Knutzen, J., 1990.* Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 1. Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat. NIVA-rapport 2469, 45 s.
- Knutzen, J., 1992.* Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine animals. A review. NIVA-rapport 2717, 40 s.
- Knutzen, J., 1995.* Summary report on levels of polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins and non-ortho polychlorinated biphenyls in marine organisms and sediments in Norway. NIVA-rapport 3317, 19 s.
- Knutzen, J. og N.W. Green, 1991.* Overvåking av miljøgifter i fisk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Rapport

468/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2636, 62 s.

Knutzen, J. og N.W. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. data fra utvalgte prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990-1993. NIVA-rapport 3302, 106 s.

Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, M. Oehme, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1994. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1992. Rapport 545/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2989, 127 s.

Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J.U. Skåre, 1993. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2833, 133 s.

Knutzen, J., G. Becher, Aa. Biseth, E. Brevik, N. Green, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1995a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1993. Rapport 589/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3195, 150 s.

Knutzen, J., E.M. Brevik, Aa. Biseth, N.W. Green, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1995b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene

1994. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport under trykking.

Næs, K. og E. Oug, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport 2570, 193 s.

Rygg, B., B. Bjerken og J. Molvær, 1986. Grenlandsfjordene og Skienselva 1985. Rapport 245/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 1900, 79 s.

Rønneberg, A., 1994. Vurdering av kreftisiko knyttet til utslipp av tjærestoffer fra aluminiumsverk. Kap. 12 i Norsk Aluminiumindustri og Miljø. Prosjekt for effektstudier av industriutslipp fra primæraluminiumverk i Norge. Aluminiumindustriens miljøsekretariat, Oslo. ISBN 82993305-0-5.

Takada, S., M. Nakamura, T. Matsueda, Y. Kurokawa, K. Fumali, R. Kondo og K. Sakai, 1994. Degradation of PCDDs/PCDFs by lignolytic fungus *Phaeanochaete sordida* YK-624. S. 195198 i H. Fiedler et al. (red.); DIOXIN'94. 14th. Int. Symp on Chlorinated dioxins, PCBs and related compounds, Kyoto Nov. 1994. Short Papers, Vol. 20. Dept. Environ. & Sanitary Engineering. Kyoto Univ.