

O-90027

Tiltaksanalyse for  
**Grenlandsfjordene**

Rapport 1

Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk  
av fisk og skalldyr til mat

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

**Hovedkontor**  
Postboks 69, Korsvoll  
0808 Oslo 8  
Telefon (02) 23 52 80  
Telefax (02) 39 41 89

**Sørlandsavdelingen**  
Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033  
Telefax (041) 43 033

**Østlandsavdelingen**  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752  
Telefax (065) 78 402

**Vestlandsavdelingen**  
Breiviken 5  
5035 Bergen-Sandviken  
Telefon (05) 95 17 00  
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: 0-90027
Undernummer:
Løpnummer: 2469
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport.  1. Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat.	Dato: 25. august 1990
	Prosjektnummer: 0-90027
Forfatter (e):  Jon Knutzen	Faggruppe: Miljøgifter Vannressursforvaltning
	Geografisk område: Telemark
	Antall sider (inkl. bilag): 45

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernnavdelingen.	Oppdragsg. ref. (evt. NTF-nr.):
--	---------------------------------

Ekstrakt:

Det er fremlagt foreløpige og tentative forslag til målkriterier for at fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene skal kunne benyttes til mat uten restriksjoner. Forbehold tas for næringsmiddelmyndighetenes forvaltningsansvar vedrørende innføring og opphevelse av restriksjoner på konsum av næringsmidler. Forslagene til kriterier bygger delvis på offisielle norske eller internasjonale retningslinjer/grenseverdier, men slike mangler for flere av de aktuelle miljøgifter. Usikkerheter knytter seg også til savnet av pålitelige data om bakgrunnsnivåer.

4 emneord, norske:

1. PCDF/PCDD
2. Heksaklorbenzen
3. Oktaklorstyren
4. PAH
5. Kvikksølv
6. Miljøgiftnivåer i sjømat

Prosjektleder:



Rasmus Gulbrandsen

4 emneord, engelske:

1. PCDF/PCDD
2. Hexachlorobenzene
3. Octachlorostyrene
4. PAH
5. Mercury
6. Micro pollutants in seafood

For administrasjonen:



Tor Bokn

ISBN 82-577-1780-0

**0-90027**

**TILTAKSANALYSE FOR GRENLANDSFJORDENE.  
RAPPORT 1.**

**FORSLAG TIL MÅLKITERIER FOR UBEGRENSET BRUK  
AV FISK OG SKALLDYR TIL MAT.**

NIVA, 25/8-90.

Prosjektleder: Rasmus Gulbrandsen

Medarbeider : Jon Knutzen

## FORORD

Foreliggende rapport er skrevet på oppdrag fra Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelingen, som en del av Tiltaksanalysen for Grenlandsfjordene.

Temaet er faglig komplisert, ladet med interessemotsetninger og hører inn under næringsmiddelmyndighetenes forvaltningsansvar. I den forbindelse har det vært kontakt med Statens Næringsmiddeltilsyn ved Kirstin Færden og Ole Harbitz. Disse skal ha takk for opplysninger og råd, men intet ansvar for det som måtte gjenstå av ikke akseptable premisser, resonnementer og konkluderende forslag. Til dels behandles saksforhold der det er mange kunnskapshull, som ved behov bare kan fylles av veterinærmedisinsk og humantoksikologisk skjønn.

Tross dette bør de foreslåtte målkriterier kunne ha en midlertidig funksjon, samtidig som rapporten konkretiserer forskning av felles interesse for veterinærmedisin og økotoksikologi.

Leder av hovedprosjektet har vært Rasmus Gulbrandsen.

Oslo, 25/8-90.

Jon Knutzen.

<b>INNHold</b>	<b>Side</b>
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING – FORMÅL OG OVERORDNEDE FORUTSETNINGER	7
3. VURDERING AV KRAV TIL MÅLEPROGRAM MED HENBLIKK PÅ OPERASJONELLE MÅLKITERIER	11
3.1 Stoffer/stoffgrupper	11
3.2 Utvalg av spiselige indikatorarter	13
3.3 Prøvesteder, prøvetyper og observasjonsfrekvens	15
3.4 Oppsummering av påkrevet overvåkingsprogram	17
4. MÅLKITERIER	20
4.1 Konsum av fisk og skalldyr	20
4.2 Utenlandske grenseverdier (maksimalkonsentrasjoner)	22
4.3 Internasjonale grenser for akseptabelt/tolerabelt inntak (dosegrenser)	23
4.4 Vurdering av stoffer uten maksimalkonsentrasjoner eller retningslinjer for inntak	24
4.5 Utledning og vurdering av forslag til målkriterier	28
4.5.1 Kvikksølv	28
4.5.2 Polyklorete dibenzofuraner og dioksiner (2,3,7,8 TCDD-ekvivalenter)	29
4.5.3 Hovedkomponenter i avløp fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk	32
4.5.4 Potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH)	35
5. AVSLUTTENDE KOMMENTARER	37
LITTERATURHENVISNINGER	39

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I Innenfor en tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene, utført på oppdrag av Fylkesmannen i Telemark/Miljøvernnavdelingen, er det utredet muligheter for å konkretisere betingelsene for å oppfylle målet om at "fisk og skalldyr fra Grenlandsområdet skal kunne brukes til menneskemat uten restriksjoner".
- II Betingelsene er konkretisert ved målkriterier oppsummert i tabellen nedenfor. Som det ses har kriteriene form av maksimalkonsentrasjoner av de mest aktuelle miljøgifter i ulike typer av mat fra sjøen. Nærmere spesifisering av kategoriene "mager fisk" og "fet fisk" finnes i kap. 4.1.

Målkriteriene er å oppfatte som foreløpige forslag fordi det er næringsmiddelmyndighetene som har det forvaltningsmessige ansvar for å innføre og oppheve restriksjoner på bruk og omsetning av næringsmidler.

### Forslag til målkriterier mht. ubegrenset konsum av sjømat fra Grenlandsfjordene:

SJØMAT	2,3,7,8 TCDD-ekv. 1) ng/kg	OCS µg/kg	Sum HCB, 5CB, OCS, 7CS, DCB 3) µg/kg	Sum KPAH 4) µg/kg	Enkeltforb. innen KPAH 4) µg/kg	Kvikk-sølv µg/kg
Mager fisk	0.5	3	10	2	0.5	200 5)
Blåskjell o.l.	0.5	3	10	10	3	200 5)
Fet fisk	3 (5)2)	10	30	2	0.5	200 5)
Torskelever o.l	40 6)	100	300	2	0.5	200 5)
Innmat. krabbe	40 6)	100	300	10	3	200 5)

- 1) Mål for innhold av "dioksiner".
- 2) Ål.
- 3) Hovedkomponentene av tungt nedbrytbare klororganiske stoffer i avløpet fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk.
- 4) KPAH = potensielt kreftfremkallende PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), deriblant benzo(a)pyren.
- 5) Kan eventuelt vurderes forhøyet til 250 µg/kg.
- 6) Antatt høyt bakgrunnsnivå på Skagerrakkysten.

III Målkriteriene er utledet på grunnlag av internasjonale grense-

verdier eller med utgangspunkt i utredninger/vurderinger fra norske helsemyndigheter og baserer seg ellers på vern av en tenkt høyrisikogruppe med 3 - 4 ganger høyere fiskeforbruk enn gjennomsnittet for landet (og utelukkende konsum av Grenlandsfisk. (Forskjellen i grenseverdier for de ulike typene av sjømat gjenspeiler antagelsene om diettsammensetningen hos høyrisikogruppen).

For klororganiske forbindelser representerer kriteriene reduksjoner til stort sett 1/20 - 1/100 av dagens nivåer i Frierfjorden, for kvikksølv til ikke fullt halvparten.

- IV Vurdering av målkriteriene indikerer at det i Frierfjorden kan bli vanskelig å få dem oppfylt i overskuelig fremtid. Dette gjelder særlig 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter ("dioksin") i krabbeinnmat/torskelever, men sannsynligvis også kvikksølv i f.eks. torskefilet (sistnevnte viser ingen tydelig tendens til nedgang de siste årene).

For "dioksins" vedkommende kan imidlertid lang tids restriksjoner på konsum av krabbeinnmat/torskelever o.l. også bli aktuelt ikke bare lenger ut i Grenlandsfjordene, men langs store deler av Skagerrakkysten, å dømme etter de foreløpig tilgjengelige "bakgrunnsverdier".

(Manglende pålitelige data om bakgrunnsverdier gjør det vanskelig å bedømme om noe tilsvarende også kan gjelde for potensielt kreftfremkallende polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og polyklorerte bifenyler (PCB)).

- V Eventuell kontroll av, om, når og hvor målkriteriene er oppfylt vil kreve mer omfattende og nøyaktig overvåking enn tidligere. Utvidelsen gjelder særlig antallet indikatorarter som må/bør følges (kap. 3.2), men også prøvesteder og analysevariable (bl.a. PCB). Et sammendrag av ønskelig undersøkelsesprogram er gitt i kap. 3.4 (tabell 1).

- VI Rapportens vurderinger og konklusjoner hviler på en rekke premisser som det er redegjort for i kap. 4.1 - 4.5. Blant de usikkerheter som kan fremheves er:

- ofte manglende grenseverdier for tolerabelt inntak eller norske/internasjonale anbefalte maksimalkonsentrasjoner i sjømat.

- savn av tilstrekkelig pålitelige, ajourførte og omfattende data for bakgrunnsnivåer av miljøgifter ved bare diffus belastning.
- sparsom dokumentasjon mht. variasjon i mengde og sammensetning for konsum av sjømat.

På alle disse områder er det behov for vesentlig økt nasjonal innsats før en oppgave som den her utredede kan løses tilfredsstillende. Tilgang på data om bakgrunnsnivåer vil ha like stor nytteverdi for miljøvernmyndighetene som for helsemyndighetene.



## 2. INNLEDNING - FORMÅL OG OVERORDNEDE FORUTSETNINGER

Delmål 1 for "Miljøpakke - Grenland" er formulert slik:

***"Innen år 2000 skal fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene kunne brukes som menneskemat uten restriksjoner".***

Bakgrunnen for denne del av Miljøpakke - Grenland er de omsetningsforbud og kostholdsråd som gjelder for dette området (Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT), 1989, fig. 1), forårsaket av de høye nivåer av miljøgifter som er observert i spiselige organismer (Rygg, 1989, Knutzen og Oehme, 1990).

Oppgaven i foreliggende rapport er å foreslå kriterier for å kunne si at målet er oppnådd. I redegjørelsen nedenfor kan man først og fremst merke seg hovedpremissene for arbeidet (understreket).

For at kriteriene skal være operasjonelle, kreves en presisering og konkretisering av hva det ligger i formuleringen "kunne brukes som menneskemat uten restriksjoner". M.a.o.: Hva er forutsetningene for at miljøgiftinnholdet i fisk og skalldyr ikke lenger skal gi grunn til å anbefale begrenset konsum? Eller mer konkret og formelt: Hvilke miljøgiftnivåer vil Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT) anse betryggende lave?

I prinsippet ville dette spørsmålet ha vært enkelt å besvare hvis det for alle de aktuelle miljøgifter hadde vært gitt offisielle grenseverdier gjeldende for fisk og skalldyr. Imidlertid finnes idag ikke slike grenseverdier i Norge (men det arbeides med saken, bl.a. innen et nordisk prosjekt).

Forvaltningen baserer seg istedet på internasjonale og nordiske grenseverdier for tolerabelt inntak fra alle næringsmidler. Verdiene angis som tolerabelt/akseptabelt daglig eller ukentlig - livslangt - inntak pr. kg kroppsvekt. Foruten kjennskap til miljøgiftinnholdet i vedkommende næringsmiddel, kreves følgelig data om daglig/ukentlig konsum og et avsluttende skjønn på den totalsituasjon som skal bedømmes (hvilke miljøgifter i hvilke konsentrasjoner i hvilke arter, samt spisevaner hos utsatte og/eller særlig ømfintlige befolkningsgrupper).

Tilstedeværelsen av flere miljøgifter samtidig reiser spørsmål som man mangler kunnskaper for å bedømme eksakt. Antall kombinasjoner av stoffer og konsentrasjoner vil i tilfeller som Grenlandsfjordene være forbydende høyt til å kunne studeres eksperimentelt, særlig i

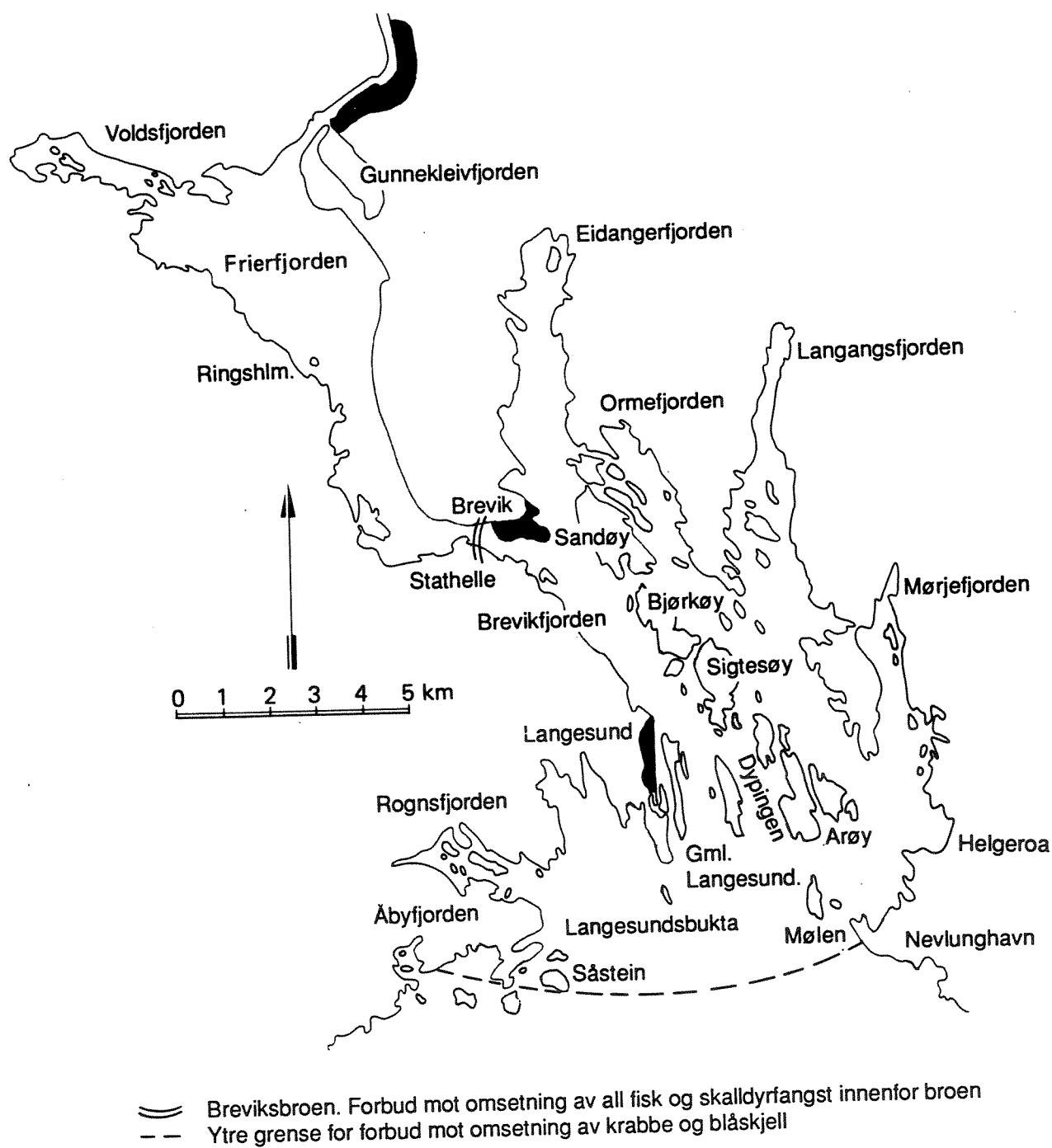


Fig. 1 Frierfjorden med utenforliggende områder. Grenser for omsetningsforbud (se nærmere i SNT, 1989, også mht. kostholdsråd)

betraktning av usikkerhetene forbundet med overføring av resultater fra eksperimenter med dyr til mennesker. Ømfintligheten hos ulike pattedyr har for flere stoffer/stoffgrupper vist markert forskjell, og mht. blandinger av ulike typer av miljøgifter blir relevansen av dyreforsøk ytterligere usikker.

Praktisk kan dette problemet neppe løses annerledes enn at man for hver av stoffene/stoffgruppene setter grensen så lavt at man noenlunde trygt kan betrakte dem som virkende uavhengig av hverandre (altså ikke regne med additiv eller innbyrdes forsterkende effekt). For å være rimelig trygg på dette, må det brukes vide sikkerhetsmarginer. Praksis i så måte er at grenseverdiene ofte settes til størrelsesordenen 1/100 - 1/1000 av enten en dokumentert uskadelig konsentrasjon (NOEL = No observed effect level) eller den laveste konsentrasjon som er observert å gi effekt (LOEL = Lowest observed effect level).

De grenseverdier som foreslås i denne rapport er ment å tilfredsstillere ovenstående krav. Det må imidlertid understrekes at det er opp til sentrale næringsmiddelmyndigheter å fatte konkrete avgjørelser og forut for dette anvende mer kompliserte resonnementer og skjønn (risikovurderinger) enn det som her er skissert (se f.eks. Dybing og Underdal, 1981, Alexander et al., 1990, Dybing, 1990). Nødvendigheten av dette er ikke bare av forvaltnings-messig og juridisk art, men skyldes bl.a. mulig ny erkjennelse når det en gang blir aktuelt å oppheve restriksjonene.

Ideelt sett kreves oversikt vedrørende miljøgiftinnholdet i alle spiselige organismer. Dette vil være en meget ressurskrevende oppgave og neppe nødvendig. Istedet velges ut indikatorarter fra ulike hovedgrupper (fisk, muslinger, krepsdyr) og ellers et utvalg som representerer forskjellige levesteder, levevis (primært ernæringsmåte) og fettinnhold. Slik sikres opplysninger om resultater av forskjellige eksponeringsmåter (via vann, sedimenter eller føde) og ulike egenskaper mht. akkumulering og utskillelse av miljøgifter.

Den geografiske begrensningen i målformuleringen ("Grenlandsfjordene") synes klar med ett unntak. Dette gjelder om Gunnkleivfjorden (fig. 1) skal inkluderes eller ikke. Som en mer eller mindre bakevjepreget vannforekomst, brukt som utslipps- og deponeringsområde for industriavfall, har den i praksis vært avskrevet som rekreasjonsområde og fiskeplass i flere tiår. Under enhver omstendighet gjør både beliggenheten og størrelsen Gunnkleivfjorden til et område som jevnført med de øvrige berørte fjorder er av mindre betydning. Spørsmålet må avgjøres av miljøvernmyndighetene eller politisk og behandles ikke videre her.

Resultatene fra overvåkingen og andre undersøkelser tyder klart på at hvis forutsetningene for ubegrenset konsum er oppfylt for fisk og skalldyr fra Frierfjorden/Vollsfjorden, kan man gå ut fra at det samme er tilfelle for utenforliggende fjorder. Imidlertid kan det være nødvendig med observasjoner av miljøgiftinnholdet i enkelte arter også fra lokaliteter utenfor Brevikterskelen. Det er i de tilfeller da aktuelle arter ikke finnes eller er vanskelig å skaffe fra Frierfjorden (eksempelvis blåskjell og eventuelt reker, samt fet pelagisk fisk som sild/brisling/makrell o.a.).

### 3. VURDERING AV KRAV TIL MÅLEPROGRAM MED HENBLIKK PÅ OPERASJONELLE MÅLKRITE-RIER

For at kriteriene skal bli operasjonelle, må det stilles krav til:

- hvilke stoffer som må/bør følges.
- hvilke arter som skal analyseres.
- prøvesteder/geografisk avgrensning.
- observasjonsfrekvens.

#### 3.1 Stoffer/stoffgrupper

Årsakene til dagens restriksjoner på bruk av fisk og skalldyr er primært klororganiske forbindelser i utslippet fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk, særlig forekomsten av dioksiner i fisk, krabbe og blåskjell (SNT, 1989). I tillegg bidrar polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell. (PAH fra Elkem PEA). Det er stor sannsynlighet for at PAH-nivåene også er uønsket høye i andre muslinger, dessuten i snegl, muligens også i krabbe og bunnfisk, men data foreligger bare for blåskjell.

Midlere kvikksølvinnhold i fisk (1 kg torsk) fra Frierfjorden har i de senere år stabilisert seg på omkring 0.4 mg/kg (Rygg, 1988). Dette er under de grenseverdiene som benyttes i flere land (0.5 - 1 mg/kg), men markert over et antatt "diffust bakgrunnsnivå" på <0.1 mg/kg (Knutzen, 1987a).

Utslippene av klororganiske stoffer fra magnesiumfabrikken omfatter en rekke forbindelser og stoffgrupper, hvorav de mest kjente (og overvåkede) er:

- Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo(p)dioksiner - PCDF/PCDD, ofte bare betegnet "dioksiner".
- Penta- og Heksaklorbenzen - 5CB og HCB.
- Oktaklorstyren - OCS.
- Dekaklorbifenyli - DCB (også betegnet 10CB).

Gruppen PCDF/PCDD kvantifiseres vanligvis som ekvivalenter av den giftigste av forbindelsene: 2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioksin

(2,3,7,8-TCDD ekv.). Ekvivalent-beregningen skjer i henhold til stoffenes relative giftighet. I Norge brukes for dette formål ekvivalentvekter gitt i Nordisk Dioxinriskbedömning (1988).

Det kan antas at PCDF/PCDD og de øvrige nevnte i hovedsaken dannes i de samme prosessene og slippes ut sammen. I tillegg må det regnes med dannelselse av en rekke andre mer eller mindre persistente klororganiske forbindelser, f.eks. heptaklorstyren (Baumann Ofstad et al., 1978, Bøe, 1984), lavere klorerte benzener (Bokn et al., 1977, Baumann Ofstad et al., 1978) og polyklorerte naftalener (Baumann Ofstad et al., 1978, NILU analyserapport 9/5-88, Hydroinformasjon av 29/6-88). I informasjonsbrosjyre fra Hydro Porsgrunn av 29/6-88 nevnes også flere andre grupper av særlig klorerte, men også bromerte forbindelser. Om en av de mest betenkelige gruppene - klorerte naftalener - hevdes det imidlertid at de bare er påvist i mindre mengder.

Stoffene utenom 5CB/HCB/OCS/DCB og PCDF/PCDD er mangelfullt karakterisert i både avløpsvann og resipient. Grunnen er dels analysetekniske vanskeligheter (klorerte naftalener o.a.), delvis at man går ut fra at de stoffene som overvåkes er de farligste og at de kan tjene som indikatorer på de øvrige. Begge de siste antagelsene er imidlertid i noen grad usikre. Analyse på innholdet av samlevariable som EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) kan foreløpig bare gi en viss indikasjon på graden av denne usikkerhet.

Også andre potensielt giftige stoffer tilføres Frierfjorden fra forskjellige industrikilder (Årsrapport 1988 for industriforurensning i Nedre Telemark - SFT, Kontrollseksjonen), men såvidt det kan bedømmes i moderate mengder i relasjon til fiskekonsum/helse. Hverken pyrolyseolje, EDC-tjære eller metallene utenom kvikksølv er blant de stoffer som akkumulerer til høye konsentrasjoner i fisk. I henhold til eldre data fra en tid med høyere belastning, skal det heller ikke i skalldyr være risiko for uakseptable metallkonsentrasjoner. For blåskjells vedkommende har JMG-overvåking i 1989 ved Bjørkøya/Brevikfjorden bekreftet moderate/lave konsentrasjoner av bl.a. kvikksølv, bly, kadmium og sink (N. Green, NIVA, pers. medd.). Dette samsvarer med registreringer fra samme område i 1984 (Rygg et al., 1985). For bly og kadmium i fisk foreligger allerede en vurdering fra Dybing og Underdal (1981), som konkluderer med at i sedimentene ligger innholdet betryggende under WHO-grenser for inntak. Imidlertid er det i sedimentene betydelige overkonsentrasjoner av kadmium og kvikksølv, i mindre grad bly, særlig i Frierfjorden, men også i Brevikfjorden (Rygg et al., 1987). Det kan derfor være aktuelt med gjentatte analyser på metallinnhold særlig i krabbe, muligens også i ål og rødspette.

På grunnlag av de data som foreligger kan analyse av dioksiner, HCB, etc., EPOCl, kvikksølv og PAH antas å være fyldestgjørende, men orienterende analyser av en del klor- og bromorganiske avløpskomponenter (EPOBr?) bør gjøres i den utstrekning det er teknisk mulig. (Slike muligheter vil sannsynligvis om kort tid foreligge for i hvert fall klorerte naftalener).

Får å få et uttrykk for summen av belastning med persistente klororganiske forbindelser, bør det også gjøres orienterende analyser av PCB (polyklorerte bifenyler), ΣHCH (heksaklorsyklusheksaner, bl.a. Lindan) og ΣDDT (dvs. DDT med nedbrytningsprodukter), helst også toxafen og klordan. (Den fjernttransporterte gruppen toxafen er i enkelte undersøkelser vist å ha bemerkelsesverdig stor forekomst - dvs. "bakgrunnsnivå" i samme størrelsesorden som PCB).

### 3.2 Utvalg av spiselige indikatorarter

Målformuleringen begrenser seg til "fisk og skalldyr" - planter er ikke med. Bakgrunnen er formodentlig at alger nesten ikke utnyttes til mat i Norge. Ut fra det man vet om akkumulering av de aktuelle miljøgifter i alger jevnført med i dyr, er det også liten grunn til å tro annet enn at konsentrasjonene vil være vesentlig høyere i dyr (med et - temmelig teoretisk - mulig unntak for kvikksølv). Utelatelsen av alger bedømmes følgelig til å være uten praktisk betydning.

Med overskriftens "indikatorarter" forstås de fisk og skalldyr der det er nødvendig eller ønskelig å måle miljøgiftinnholdet for å kunne konstatere om og når målkriteriene er oppfylt. Når indikatorene skal velges, må det primært tas hensyn til i hvilken grad de utnyttes til mat. I tillegg må det sikres at utvalget er representativt hva angår ulike former for og grader av miljøgifteksponering (forskjeller i levesteder/levevis/ernæringsmåte, akkumulerings- og utskillelsesegenskaper, ulikt fettinnhold).

På denne bakgrunn peker det seg ut følgende arter som aktuelle:

Laksefisk: Sjøørret.

Marin pelagisk fisk: En av sild/brisling, pluss eventuelt makrell.

Flatfisk: Skrubbe eller rødspette (grunt vann), smørflyndre (dypt vann).

Annen bunnfisk: Torsk (mager), ål (fet).

Krepsdyr: Krabbe, reke.

Muslinger: Blåskjell (grunt vann), o-skjell (ikke nødvendig?)

Sild, brisling og makrell er alle fet pelagisk fisk. Selv om disse til dels bare har kortvarig opphold i Frierfjorden, er det tidligere påvist høye konsentrasjoner av klororganiske stoffer (Bøe, 1979, 1981). Sild og brisling har i mangt likt levevis og næringsgrunnlag. Det synes derfor ikke nødvendig å analysere begge. Makrell står høyere i næringskjeden enn sild/brisling og er aktuell delvis av denne grunn og dels fordi den er høyt verdsatt også innen hobbyfiske. Valget mellom sild og brisling kan treffes på rent praktisk grunnlag (forekomst, størrelsen av fiskeinteressene).

Annen pelagisk fisk, som f.eks. sei, anses mindre aktuell pga. lavt fettinnhold i fileten og derfor i utgangspunktet mindre kritisk enn sild/brisling og makrell. Tidligere observasjoner har også vist klart lavere konsentrasjoner i sei enn i torsk (Bøe, 1979, 1981, 1984).

Torsk har en vesentlig del av sin næring i form av bunndyr. Både levevis og fettinnhold i filet/lever gjør at torsk også kan være en brukbar indikator for miljøgiftinnholdet i arter som hvitting, lyr og kolje (se Bøe, 1979, 1980, 1981, 1982, 1984). Dessuten peker torsk seg ut fordi arten hele tiden har vært brukt i overvåkingen av miljøgifter.

Av skrubbe/rødspette er sistnevnte å foretrekke pga. sin høyere verdi som matfisk. Imidlertid kan det være vanskelig å få tak i rødspette i tilfredsstillende antall fra Frierfjorden. I slike tilfeller kan skrubbe brukes som erstatning, idet de to arter kan antas å ha noenlunde tilsvarende akkumuleringsegenskaper.

Blant krepsdyr er taskekrabbe selvskreven. Den har både høy bruksverdi, har vært benyttet innen overvåkingen (referansedata), er lett å skaffe både fra indre og ytre område og kan dessuten antas å være sammenlignbar med hummer mht. eksponering og akkumuleringsegenskaper (men hummer inneholder mindre av vev med høyt fettinnhold). Hummerbestanden bør spares for prøvetaking, eventuelt inntil det blir behov for noen orienterende analyser når krabbenivåene av miljøgifter nærmer seg det akseptable. Reker må antas både mindre eksponert enn krabbe og mindre tilbøyelig til akkumulering (lavt fettinnhold). De bør inngå i måleprogrammet pga. sin store bruksverdi og fordi det kan tenkes en fremtidig situasjon der restriksjonene kan heves for reker, men ikke for krabber. (Miljøgiftinnholdet i krabber kan ikke brukes som indikator på konsentrasjonene i reke eller omvendt).

Hvorvidt det bør foretas orienterende analyser av miljøgiftinnholdet i andre muslinger enn blåskjell, er usikkert. Ut fra at blåskjell neppe er noen fullgod indikator for skjell som kan være mer eksponert pga.



sin stort sett større kontakt med bløtbunn, burde det muligens foretas sonderende analyser av arter som sandmusling, hjertemusling og o-skjell. På den annen side er det tvilsomt om disse brukes noe videre. Under alle omstendigheter synes slike analyser å kunne utstå inntil miljøgiftnivået i blåskjell kan anses som akseptabelt.

Snegl er ikke inkludert i listen ovenfor til tross for sin potensielle utnyttelse til mat. Begrunnelsen er den samme som for sandmusling, etc.: bruken er sannsynligvis så liten av den er uten betydning i næringsmiddelhygienisk sammenheng. Dessuten foreligger det et erfaringsmateriale som tyder på at strandsnegl viser omtrent samme akkumuleringsgrad som blåskjell, i hvert fall for PAH.

At det ikke bare kan velges én eller et fåtall indikatororganismer skyldes at det ikke er kjent sikre nok relasjoner mellom miljøgiftnivåene i ulike arter, og at uttrykket "brukes som menneskemat uten restriksjoner" innebærer at det må tas hensyn til alle rimelig sannsynlige forbruksvaner.

### 3.3 Prøvesteder, prøvetyper og observasjonsfrekvens

Prøvesteder for fisk må som et minimum omfatte:

- Frierfjorden
- Brevikfjorden.

Hovedgrunnen til dette er det naturbetingede skillet som går ved Brevikterskelen. En betydelig del av forurensningene holdes tilbake i Frierfjordens sedimenter, og særlig dyr med tilhold eller næringsgrunnlag på bunnen under spranglagets nedre grense (dvs. fra 8 - 10 m og nedover) må antas mer utsatt for miljøgiftbelastning enn sine artsfrender utenfor terskelen. Innblandingen av renere dypvann i overflatelaget gjør seg dessuten mer gjeldende utenfor Brevikterskelen. Følgelig er det en sannsynlig utvikling at restriksjoner på omsetning og konsum kan oppheves tidligere i områdene utenfor Brevik enn i Frierfjorden/Vollsfjorden.

Tilsvarende naturlige skiller finnes ikke i det ytre området, og en nærmere oppdeling mht. prøvesteder kan vanskelig begrunnes. Det er mulig at lokale bestander av mer stedbundne arter, som ål og skrubbe, kan ha lavere miljøgiftinnhold på steder som indre Langangs-fjorden o.l., enn i hovedløpet for transport ut av Frierfjorden, men dette må anses tvilsomt i utgangspunktet og krever et omfattende prøvetakingsprogram for eventuelt å få bekreftet.

Det eneste mulige skillet innen det området som nå er belagt med restriksjoner, kan være der Gamle Langesund (fig. 1) går over i den åpne Langesundsbukta. Hensikten med å legge et område for prøveinnsamling av fisk her, måtte være å kunne dokumentere berettigelsen av å oppheve restriksjonene i Langesundsbukta tidligere enn innenfor linjen Mølen - Langesundstangen. Hvorvidt det er ønskelig å få prøvet denne muligheten må imidlertid bedømmes av forvaltningsmyndighetene.

For krabber, og særlig fastsittende organismer som blåskjell, er det mer berettiget med flere enn to prøveområder, dvs. flere prøvesteder utenfor Brevik. PAH-innholdet i blåskjell følges allerede på stasjonene Croftholmen v/Brevik, Langangsfjorden og Helgeroa (dessuten på to steder lenger syd på Telemarkskysten). Dette tilrås fortsatt, med utvidelse til også å omfatte klororganiske forbindelser, som i det vesentlige ellers bare har vært fulgt ved Hydro Porsgrunns månedlige observasjoner av HCB m.v. ved Croftholmen nær Brevik (Jarandsen, 1990). Blåskjellenes PAH-innhold synes å ha gått sterkt ned i 1989, og hvis belastningen viser seg å være tilstrekkelig redusert, kan det bli bare de klororganiske stoffene som begrenser utnyttelsen av skjell. Stasjonen i Langangsfjorden bør vurderes erstattet av et prøvested som er mer representativt for hovedtransportveien for forurensninger, f.eks. vestsiden av Lille Arøy eller Sigtesøy (fig. 1).

Krabber er tidligere samlet inn fra Ringsholmene/Frierfjorden og ved Arøya. I tillegg bør det opprettes en prøvestasjon for å dekke Brevikfjorden.

Mht. prøvetyper og observasjonsfrekvens, bør de årlige individuelle analyser av HCB, etc. i lever av et 50-talls torsk fra Frierfjorden og i lever av 10 - 15 torsk fra Eidangerfjorden fortsette. For de øvrige fiskeprøver kan det benyttes analyser av parallelle blandprøver, samlet inn en gang pr. år.

Også prøvetakingen av krabber kan begrenses til en gang pr. år, fortrinnsvis på et tidspunkt som muliggjør at resultatene foreligger før krabbesesongen starter.

Informasjon om mulige variasjoner i belastningen gjennom året (f.eks. pga. ujevn mobilisering av forurensninger fra sedimentene, dypvannsutskifting, varierende ferskvannstilførsel, eventuelle uhellsutslipp) vil man få ved den nevnte månedlige prøvetaking av blåskjell fra Croftholmen. Dessuten forutsettes 3 analyseserier pr. år av blåskjell fra Langangsfjorden, eventuelt området Sigtesøy/Arøy

og Helgeroa.

Prøvene (utenom de ovennevnte fiskeprøver fra Frierfjorden og Eidangerfjorden), bør såvidt mulig oppfylle internasjonale krav i forbindelse med overvåking med henblikk på menneskers helse, trukket opp av ICES (Det internasjonale råd for havforskning) og praktisert i den felles overvåking innen Oslo- og Pariskonvensjonen. I henhold til disse retningslinjer skal det analyseres 2 parallelle blandprøver av 25 fisk/krabber eller 50 blåskjell. Av krabber har det ved dioksin-overvåkingen i Grenlandsområdet vært benyttet blandprøve av krabbesmør fra 10 hanner (som vandrer mindre enn hunnene) og dette foreslås videreført, eventuelt med en forhøyelse av antallet til 20 - 25.

Ovenstående vil resultere i en vesentlig mer omfattende overvåking av miljøgiftinnholdet i spiselige organismer fra Grenlandsområdet enn de faste undersøkelsene som nå har gått en periode. Dette er påkrevet dersom man skal kunne dekke den i hvert fall teoretiske mulighet at restriksjonene på fiske og konsum oppheves i løpet av et par år etter at reduksjonene i utslipp er iverksatt. Hvis resultatene fra 1991 (og 1992 viser at det uakseptable nivået i spiselige organismer for en større eller mindre del av området vedvarer, kan observasjonshyppigheten vurderes redusert (f.eks. til hvert 2. eller 3. år).

I hele denne intensive periode i undersøkelsene av miljøgifter i fisk og skaldyr, vil det være påkrevet å følge nøye med i utslippene til både luft og vann. Særlig viktig er det å få dekket eventuelle uhellsepisoder ved renseanlegg, etc. Alle kontrollundersøkelser av miljøgiftutslipp bør gjennomgås med henblikk på om de er gode nok til å gi pålitelige belastningstall. Uten reelle belastningsdata vil man ikke være istand til å se noe sikkert om hvorvidt de miljøgiftnivåene som observeres skyldes utslipp eller tilførsler fra det som er lagret i sedimentene (m.a.o. mellom kortsiktig og langsiktig belastning).

Likeledes bør enhver mudring/dumping av forurensede sedimenter underkastes en nøye vurdering. I tvilstilfelle bør landdeponi benyttes. For å kunne si noe om hvilken utvikling som kan forventes - ut fra overvåkingsresultatene - er det helt nødvendig å ha full kontroll med tilførsler og andre forhold som kan influere på forholdene i resipienten.

### **3.4 Oppsummering av påkrevet overvåkingsprogram**

I tabell 1 er det gitt en samlet skjematisk oversikt over det som kreves av undersøkelser for å følge utviklingen i fjorden mht.

spiselighet av fisk og skaldyr. Programmet forutsettes som nevnt å gå i 1991 - 1992, da størst forandring må forventes, og deretter revurderes. PAH i fisk kan vise seg unødvendig å analysere utover 1991. Også kvikksølv i skaldyr og andre fisk enn torsk kan eventuelt sløyfes etter 1992.

Til tabellen kan tilføyes at det som nevnt anbefales to parallelle blandprøver ved analyser av kvikksølv, HCB o.a. klororganiske komponenter (unntatt torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden, der de individuelle analysene følges opp). Alle fiskeanalysene gjelder filet, unntatt torsk, der også lever analyseres (på PAH og klororganiske).

Tabell 1. Hovedelementer i forslag til organismer, prøvesteder, prøvetyper, analyseparametre og observasjonsfrekvens ved overvåking av miljøgiftinnhold i fisk og skaldyr fra Grenlandsområdet 1991 - 1992. For nærmere detaljer, se tekst.

ORGANISMER	PRØVESTEDER <sup>1)</sup> / OBS. FREKVENNS <sup>2)</sup>	ANALYSER
FISK		
Torsk, lever og filet	Frierfj., (Eidangerfj.), Brevikfj. (Langesundsbukta?)	PCDF/PCDD, HCB m.v. 5) Hg, PAH
Skrubbe/rødspette <sup>3)</sup>	Frierfj., Brevikfj. (Langesundsbukta?)	" " " " " "
Sjørret <sup>4)</sup>	" " " " " " " " " "	" " " " " "
Ål	" " " " " " " " " "	" " " " " "
Smørflyndre	Brevikfj. (Langesundsbukta?)	" " " " " "
Sild/brisling <sup>3)</sup>	(Frierfj.? <sup>6)</sup> ), Brevikfj., (Langesundsbukta?)	" " " " " "
Makrell	" " " " " " " " " "	" " " " " "
SKALLDYR		
Reker	Brevikfjorden	" " " " " "
Krabbe (smør)	Frierfj., Brevikfj., Langesundsbukta	" " " " " "
Blåskjell	Brevikfj. <sup>7)</sup> , Langesundsfj. <sup>8)</sup> (Dypingen), Helgeroa <sup>8)</sup>	Hg, Pb, Cd, Zn <sup>10)</sup> PCDF/PCDD, HCB, etc., PAH, Hg
Andre muslinger? <sup>9)</sup>	Brevikfj.	HCB, etc., PAH

<sup>1)</sup> Bare hovedomr. Prøvesteder fortrinnsvis ved tidligere overvåking

- eller andre undersøkelser. Om også hovedomr. i parentes (?) skal med, vurderes nærmere.
- 2) Årlig, hvis ikke annet er nevnt.
  - 3) Alternative arter.
  - 4) Også behov for sonderende undersøkelse i øvre del av Skienselva.
  - 5) HCB, 5CB, OCS, 7CS, DCB, EPOCl, (EPOBr?).
  - 6 Usikker opptreden.
  - 7) Månedlig for HCB, etc. og PAH, årlig for kvikksølv og dioksin.
  - 8) 3 ganger pr. år for PAH og HCB etc., årlig for dioksin og kvikksølv.
  - 9) Behovet vurderes nærmere.
  - 10) Sonderende engangsundersøkelse av metaller i krabbe (ål og rødspette?) vurderes.

#### 4. MÅLKRITEIER

Heving av restriksjoner på omsetning og konsum av fisk og skalldyr hører som nevnt innunder forvaltningsansvaret til næringsmiddelmyndighetene.

Så lenge det i Norge ikke er fastsatt grenseverdier for innhold av de aktuelle miljøgifter i sjømat, kan kriteriene for oppfyllelse av målene i Grenlandspakken bare fremsettes som ikke autoriserte og dermed midlertidige forslag.

Forslagene nedenfor bygger dels på utenlandske grenseverdier mht. konsentrasjon av angjeldende stoffer, eventuelt utledet fra TDI-verdier eller tilsvarende (se forklaring på TDI, etc. i kap. 4.3), kombinert med tilgjengelig data for konsum av fisk og skalldyr i Norge. I sistnevnte tilfeller kommer det inn vurderinger mht. særlig utsatte befolkningsgrupper, dvs. personer som spiser mye fisk.

I det følgende gis først en redegjørelse for premissene og bakgrunnen for dem (kap. 4.1 - 4.4) og deretter forslagene til midlertidige kriterier for måloppfyllelse (kap. 4.5), illustrert med regneeksempler.

##### 4.1 Konsum av fisk og skalldyr

Statistisk Sentralbyrå (SSB, 1986) angir et gjennomsnitt for Norge på 14.2 kg pr. innbygger i året, dvs. ca. 40 g fiskefilet/dag, som en sum av både kjøpt, fått og selvfisket.

Statens ernæringsråd (1988) regner for 1983 - 1985 med anskaffelse til husholdninger av 41 g/person og dag (spiselig del av fisken), m.a.o. ikke medregnet det som spises utenom husholdninger eller det som fås eller fiskes selv. I henhold til SSB (1986) kan det som fås eller fiskes selv antas å være ca. 1/4 av totalkonsumet.

I SFT (1980 med div. ref.) opereres det med et gjennomsnittlig daglig fiskeforbruk i Norge på 52/58 g pr. person, hhv. for land- og bybefolkning. Som eksempel på høyt forbruk angir SFT ca. 175/100 g for menn/kvinner i en nord-norsk kystkommune.

Etter dette skulle man kunne regne med et midlere norsk dagskonsum på ca. 40 - 50 g/person og anta ca. 150 - 200 g/person/dag for storforbrukere av fisk (potensielt utsatt befolkningsgruppe). Av gjennomsnittsforbruket kan man grovt sett regne med 2/3 mager fisk og 1/3 fet fisk, sistnevnte omtrent likelig fordelt på sild, makrell og

laksefisk (SSB,1986).

Om skalldyr foreligger sparsomt med opplysninger, særlig mht. hvilke arter. SSB (1986) angir ca. 0.5 kg av totalt 14.2 kg sjømat pr. år for gjennomsnittsforbrukeren, dvs. 3 - 4 %. På dagsbasis gir dette et midlere forbruk av skalldyr på mindre enn 2 g/person.

Ovenstående data har begrenset anvendelighet i relasjon til å konkretisere akseptable miljøgiftkonsentrasjoner i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene. Gjennomsnittstallene kan bare gi en indikasjon fordi det også må tas hensyn til særlig utsatte befolkningsgrupper, som her begrenses til storforbrukere av fisk og/eller skalldyr.

Det som egentlig er påkrevet er en kartlegging av forbruksmønsteret i Grenlandsområdet, eventuelt bare for utvalgte storforbrukere av sjømat og med særlig vekt på konsum av fiskelever og ulike skalldyrarter. En slik undersøkelse ville forøvrig både ha generell interesse for kostholds-forskningen i Norge og spesiell interesse epidemiologisk. (Opptrer effekter av miljøgiftbelastningen hos storkonsumenter? Hvis så, hvilke dose/respons relasjoner kan trekkes ut? Hittil har - så vidt vites - denne mulighet ikke tiltrukket seg medisinsk interesse).

I mangel av fullt relevante kostholdsopplysninger må premissene velges skjønnsmessig, både mht. mengde og sammensetning av dietten til en tenkt høyrisikogruppe. At sammensetningen er helt avgjørende vil fremgå av de etterfølgende utledninger av "alternative" målkriterier (kap. 4.5).

For å kunne beregne tolerable konsentrasjoner som er noenlunde realistiske for ulike organismer og vev ut fra TWI-verdier, er det nødvendig med visse forenklinger. Dette gjelder persistente klororganiske forbindelser, der akkumuleringen er så avhengig av fettinnholdet (dvs. at konsentrasjonen ved en gitt belastning/forurensningsgrad blir svært forskjellig i ulike arter og vev). For dette formål antas følgelig et visst konsentrasjonsforhold mellom 3 kategorier av organismer/vev, tilnærmet proporsjonalt med fettinnholdet (sterkt forenklet og uten hensyntagen til grensetilfeller og vide variasjons-intervaller i den virkelige verden).

Følgende 3 diettkategorier vil bli benyttet:

- A. Filet av mager fisk eller blåskjell, snegl, reker og klokjøtt av krabbe. Blant artene av indikatorfisk nevnt i kap. 3.2 regnes følgende som magre (fett% < 1): torsk, skrubbe, rødspette,

smørflyndre.

- B. Filet av fet fisk (fettprosenten i hovedsak 5 - 10 (2 - 15): sjørørret, sild, brisling, makrell.
- C. Lever av torsk (eller arter som f.eks. hvitting, kolje, lyr), krabbeinmat (ikke så høyt fettinnhold som torskelever, men tilsvarende akkumuleringsegenskaper).

Som meget forenklede forholdstall (omtrentlige erfaringstall) mellom midlere akkumuleringsgrad i de tre kategoriene A : B : C benyttes for "dioksiner" 1 : 10 : 200, og for øvrige persistente klororganiske stoffer 1 : 10 : 100 som beregningsgrunnlag.

For kvikksølvs vedkommende vil det bli antatt samme akkumuleringsgrad i alle tre kategorier. (Akkumuleringen er omtrent den samme i fileten som lever av fisk og mer avhengig av alder og størrelse enn av art. Samtidig spiller konsum av skalldyr liten rolle sammenlignet med inntaket av fisk).

#### 4.2 Utenlandske grenseverdier (maksimalkonsentrasjoner)

Blant de aktuelle stoffer er det bare funnet anbefalte grenseverdier for innhold i sjømat for:

- HCB (heksaklorbenzen)
- Kvikksølv
- "Dioksin" (her tolket som ekvivalenter av 2,3,7,8-TCDD).

Vest-Tyskland har en grenseverdi på 0.5 mg HCB/kg fett (JMG, 1990a). For mat med mindre enn 10% fettinnhold skal imidlertid innholdet relateres til friskvekten, men med en laveste grense på 0.01 mg/kg friskvekt. I Sverige benyttes en grense på 0.2 mg HCB/kg friskvekt (JMG, 1990a). Det samme gjør Finland (JMG, 1990b).

For kvikksølv brukes i flere land grenseverdier på 0.3 - 1 mg/kg friskvekt, delvis artsavhengig innen de enkelte land (JMG, 1990a). Den laveste grensen på 0.3 mg/kg er bl.a. gitt som grense for fisk i EF direktiv 82/176 (kfr. EF Tidende L 81: 29 - 34), dels benyttet som "overvåkingsverdi" for skalldyr i Danmark (mens den tilsvarende danske verdien for fisk er 0.5 mg/kg, kfr. JMG, 1990c, PNUN, 1987).

Innen Codex Alimentarius (WHO/FAO) foreligger forslag om en generell



grense på 0.5 mg/kg for fisk i internasjonal handel. De nordiske land er også i ferd med å fastsette felles maksimalkonsentrasjoner for handelsfisk (arbeidsgruppe under embedsmannskomiteen for næringsmidler i Nordisk Ministerråd, Kirstin Færden, SNT, pers. medd.).

For 2,3,7,8-TCDD refereres i EPA (1984) til en FDA (US Food and Drug Administration) "action level" på 50 ng/kg i fisk og en "bekymringsløs" konsentrasjon på 25 ng/kg (ikke nevnt i FDA, 1987). Canada benytter en grense på 20 ng/kg (NRCC, 1981). Såvidt høye konsentrasjoner må antas å ha sin bakgrunn i forholdsmessig lavere fiskeforbruk i USA og Canada enn i Norge. I de nordiske land brukes ikke grenseverdier for konsentrasjoner, men en TWI-verdi på 0 - 35 pg/kg kroppsvekt (1 pg =  $10^{-3}$  ng =  $10^{-12}$  g). For en tenkt 60 kilos storkonsument av fisk (150 g/dag) gir dette en "akseptabel" (tolerabel) middelkonsentrasjon i mat av fisk og skalldyr på ca. 2.0 ng/kg.

#### **4.3 Internasjonale grenser for akseptabelt/tolerabelt inntak (dosegrenser)**

Ved bestemmelse av tolerabelt/akseptabelt dags- eller ukesinntak gås som nevnt ut fra resultatene fra dyreforsøk (eller konklusjoner om dose/responsforhold som kan trekkes ut av epidemiologiske studier). Bare det førstnevnte er aktuelt her, med et visst forbehold for PCDF/PCDD, kfr. Nordisk Dioxinriskbedømming (1988) mht. bl.a. meget lang utskillelsestid hos mennesker for en del av de farligste forbindelsene.

Grenseverdiene gjelder livslangt totalinntak via kostholdet og betegnes vanligvis TWI eller TDI (Tolerable Weekly/Daily Intake).\* Internasjonalt anbefalte grenser gis av Codex Alimentarius Commission under Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Om prinsippene for å utlede grenseverdier for ulike kategorier av stoffer kan vises til WHO (1987).

I tilfeller som formodentlig anses særlig akutte, utledes det også TWI e.l. av nasjonale forvaltningsorganer eller andre internasjonale samarbeidsfora enn FAO/WHO.

Av de aktuelle stoffer/stoffgrupper i Grenlandsfjordene er det imidlertid bare lykkes å oppspore TWI-verdier for:

- PCDF/PCDD (uttrykt som ekvivalenter av 2,3,7,8-TCDD)
  - kvikksølv.
- \* For pesticidrester brukes ADI (Acceptable Daily Intak).

Som nevnt angir Nordisk Dioxinriskbedömning (1988) en TWI (tolerabelt ukentlig livslangt inntak) på 0 - 35 pg 2,3,7,8-TCDD ekv. pr. kg kroppsvekt. For personer på 60 kg tilsvarer dette et ukentlig inntak på 2100 pg= 2.1 ng.

I JECFA (1989) gis følgende foreløpige TWI for inntak av kvikksølv:

Total Hg : 5 µg/kg kroppsvekt

Metyl-Hg: 3.3 " "

For et menneske på 60 kg tilsvarer dette hhv. 0.3 og 0.2 mg pr. uke.

Mesteparten av kvikksølvinnholdet i fisk foreligger som metyl-kvikksølv (Luten et al., 1980, Cappon og Smith, 1981, Norheim, 1984, Mikac et al., 1985). For marin fisk lå andelen for de fleste artene observert av Cappon og Smith (1981) på 60 - 90%, mens Luten et al. (1981) registrerte 74 - 99%.

For å forenkle beregningene synes det ut fra ovenstående berettiget å anta at alt kvikksølv i Grenlandsorganismene foreligger i metylert form, m.a.o. regne med en TWI på 0.2 mg/uke for en 60 kg person.

En tidligere ADI-verdi for heksaklorbenzen (WHO, 1975, sitert etter KEMI, 1989) på 0.6 µg/kg kroppsvekt er senere trukket tilbake (Dybing og Underdal, 1981).

#### **4.4 Vurdering av stoffer uten maksimalkonsentrasjoner eller retningslinjer for inntak**

Blant de aktuelle stoffene nevnt i kap. 3.1 mangler etter dette anbefalte maksimalgrenser/tolerable inntaksgrenser for:

- OCS (oktaklorstyren) og andre klorerte styrener
- 5CB (pentaklorbenzen) og lavere klorerte benzener
- DCB (dekaklorbifenyl)
- Polyklorerte naftalener (PCN)
- PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner).

Av de klororganiske forbindelsene er det bare HCB og 2,3,7,8-TCDD som er blant de mulig kreftfremkallende for mennesker på listene fra IARC (1987). For begge disse finnes det som nevnt enten ulike nasjonale eller flernasjonale grenseverdier. (Også øvrige mulig

kreftfremkallende klorerte dioksiner og dibenzofuraner er inkludert i den nordiske TWI-verdien, som gjelder sum 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter).

I det opprinnelige grunnlag for kostholdsrad om fisk fra Grenlandsfjordene regnet Dybing og Underdal (1981) summen av HCB, 5CB, OCS og heptaklorstyren (7CS) som likeverdige med PCB mht. risiko og gikk ut fra en amerikansk inntaksgrense på 15 µg PCB/dag. Denne grensen baserte seg på det som FDA (Food and Drug Administration) anså å være en akseptabel tilleggsrisiko for kreft.

Mens PCB står på listen over stoffer som anses sannsynlig kreftfremkallende overfor mennesker, regnes HCB (og 2,3,7,8-TCDD) til de mulig kreftfremkallende (IARC, 1987). Dette gjelder ingen av de øvrige ovennevnte klororganiske forbindelser, og slik sett representerer parallellen med PCB hos Dybing og Underdal en tilleggssikkerhet. (Stoffenes generelle egenskaper gjør imidlertid at mulig cancerogene egenskaper heller ikke kan utelukkes).

En inntaksgrense på 15 µg PCB pr. dag er også lavt i sammenligning med de maksimalkonsentrasjoner for PCB i fisk/skalldyr som benyttes i enkelte land: 1 mg/kg friskvekt i fiskefilet/skalldyr, 5 mg/kg i fiskelever (JMG, 1990a, c). (Eksempelvis vil man overskride denne inntaksgrensen ved et daglig konsum av 5 g lever som inneholder 4 mg PCB/kg. Da skal man ikke være noen hyppig konsument av torskelever fra ytre Oslofjord, der vanlig PCB-innhold i lever er 2 - 3 mg/kg, kfr. Enger et al. (1983, 1985) og Green (1988). Å dømme etter resultatene fra diverse undersøkelser innen Statlig program for forurensningsovervåking, er det samme dilemma aktuelt i en del andre fjorder med urbaniserte/industrialiserte nedbørfelter: Indre Hvaler, Drammens-fjorden, Kristiansandsfjorden, Karmsundet.

Det kan også bemerkes at noen egentlig risikogrense for PCB vanskelig kan beregnes pga. at den vesentlige del av giftigheten etter all sannsynlighet skyldes et mindre antall særlig risikable forbindelser innen gruppen (se f.eks. Hansen, 1987 og Parkinson og Safe, 1987). Disse særlig giftige stoffene utgjør en mindre og sannsynligvis varierende andel av sum PCB. Problemet er at inntil for få år siden fantes det bare få undersøkelser av mengdeforholdet mellom en del av de særlig giftige og total PCB (Tanabe et al., 1987). (For Norges del er de første undersøkelser nå i gang). Så lenge giftigheten av PCB hviler på et temmelig skjønsmessig grunnlag, er det vanskelig å overføre grenseverdier gitt for total PCB på enkeltstoffer eller en sum av andre klororganiske forbindelser.

I likhet med for PCDF/PCDD burde bedømmelsen av PCB-forekomst skje

etter bestemmelse av utvalgte forbindelser, herunder de giftigste, og med en påfølgende beregning av sumgiftighet ved toksisitetsekvivalenter.

Når det foreligger TWI-verdier, anses det i sikkerhets-faktorene som er benyttet på tilgjengelige toksisitetsdata å være tatt hensyn til mulige additive eller innbyrdes forsterkende effekter ved samtidig tilstedeværelse av andre giftstoffer. Det greier seg m.a.o. at grensene for inntak overholdes for hver av stoffene. Å sette en grense for summen av flere forbindelser (som i Dybing og Underdal, 1981) representerer følgelig en ytterligere beskyttelse av forbrukerne av forurenset mat.

Med basis i et notat fra Statens institutt for folkehelse (Dybing, 1990, unpubl.) er det som foreløpige retningslinjer gitt TWI-verdier for HCB og OCS på hhv. 30 og 2 µg/kg kroppsvekt (referat fra møte 2/90 i faggruppe for miljøgifter). For en person på 60 kg tilsvarende dette tolerable ukedoser på 1800 µg HCB og 120 µg OCS. Dette representerer m.a.o. mindre strenge krav enn i Dybing og Underdal (1981), der ukegrensen for sum HCB/OCS/5CB/7CS er satt til  $7 \cdot 15 = 105$  µg.

I utledningen av forslag til målkriterier (kap. 4.5), benyttes her både det tidligere og nyere bedømmelsesgrunnlag. Dette gjøres dels for å illustrere hvor vanskelig en slik grensesetting er ved utilstrekkelige kunnskaper om stoffenes egenskaper. Begrunnelsen er også at den tidligere bedømmelsesmåten (sumbetraktningen) representerer en tilleggsgardering, som kan være berettiget når - som det er tilfellet i Frierfjorden - også er PCB og flere uidentifiserte klororganiske tilstede. Summen av de utvalgte stoffer brukes derved som en slags indikator på et ukjent totalinnhold.

(I forhold til Dybing og Underdal (1981) tas her også med deklorbifenyl i summen av hovedkomponenter. Om dette stoffet finnes det få opplysninger utover at det synes meget langsomt omsettelig i fisk (Norheim og Roald, 1985)).

For gruppen PAH synes det ikke å være hverken maksimalkonsentrasjoner for sjømat eller TWI-verdier. Gruppen omfatter flere potensielt kreftfremkallende forbindelser. Som sannsynlig kreftfremkallende overfor mennesker regnes: benz(a)antracen (B(a)A), benzo(a)pyren (B(a)P) og dibenz(a,h)antracen (DB(a,h)A); som mulig kreftfremkallende: benzo(b)fluoranten (B(b)F), benzo(j) fluoranten (B(j)F), benzo(k)fluoranten (B(k)F), de fire dibenzopyrener (a,c/a,h/a,i/a,l), indeno (1,2,3-cd)pyren (0-fenylpyren) og 5-methylchrysen (IARC, 1987).

PAH dannes generelt ved all ufullstendig forbrenning, og spor av bl.a. de potensielt kreftfremkallende PAH finnes i en rekke matvarer (Larsson, 1986). Årlig inntak fra mat av B(a)P - den mest kjent og antatt blant de mest potente av kreftfremkallende PAH - er i Sverige beregnet til 27 µg pr. person, B(a)P i fisk ikke medregnet. Estimaten varierer imidlertid mye fra land til land, f.eks. 90 µg i Storbritannia, 10 - 50 µg i Japan og 60 - 600 µg i USA (se ref. hos Larsson, 1986). Alexander et al. (1990) nevner 11 - 130 µg B(a)P pr. år som resultat av en nederlandsk undersøkelse.

Noen beregning som omfatter summen av de nevnte potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) er ikke funnet, men med et vanlig forekommende mengdeforhold mellom B(a)P og de øvrige, og utgående fra de svenske B(a)P-tall, kan det regnes med et årlig inntak av KPAH pr. person på i størrelsesordenen 150 - 300 µg (usikkert anslag). Personer som spiser særlig mye grillet mat, risikerer en vesentlig høyere dose.

Foreløpig er det ikke noe epidemiologisk grunnlag for å knytte forekomst av KPAH i mat til overhyppighet av kreft (Larsson, 1986, Alexander et al., 1990). Men en eventuell slik effekt kan heller ikke ses bort fra, og norske helsemyndigheters syn er at av mulig kreftfremkallende forbindelser er generelt uønsket i matvarer Holme, 1984). Råd om begrenset konsum av skaldyr og fisk og advarsel mot akvakultur har vært gitt for flere smelteverksresipienter. Det brukes da ikke grenseverdier, men et skjønn på resultatene av PAH-analyser i muslinger, snegl og fisk fra de enkelte områder.

Siden spor av de aktuelle PAH regelmessig også finnes i organismer som er samlet fjernt fra punktkilder (Knutzen, 1989), kan det for praktiske formål være rimelig å tolke uttrykket "generelt uønsket" i retning av "enhver tydelig økning utover det alminnelige diffuse bakgrunnsnivå".

Problemet med dette er at "bakgrunnsnivået" er for dårlig definert. Bl.a. er det risiko for at både kontaminering ved prøvetaking/opparbeidelse og for høye deteksjonsgrenser ved hittil mest brukte analysemetoder har gitt et feilaktig bilde av bakgrunsnivåene. Særlig gjelder dette i fisk, som har en effektiv omsetning og utskillelse av PAH. Bl.a. resultater for røkt fisk (Larsson, 1982) kan tyde på at de enkeltforbindelsene av KPAH neppe opptrer i konsentrasjoner over 0.5 µg/kg i fisk fra bare diffust belastede områder, sannsynligvis ofte ned mot 0.1 µg/kg.

Av ovenstående følger at det er påkrevet med nøyaktigere undersøkelser med henblikk på å definere bakgrunnsnivået før man egentlig kan vurdere hva som representerer tydelig forhøyet PAH-nivå i fisk.

En annen mulig angrepsvinkel er å avlede noen tentative grenseverdier ut fra et skjønn på hva som kan anses å være en tolerabel økning i allerede eksisterende (og i praksis nærmest uungåelig) PAH-belastning fra andre matvarer.

Bakgrunnsnivåene av PAH i krepsdyr vil sannsynligvis være artsavhengig; i reker omtrent som i fisk, i krabber sannsynligvis noe høyere.

I muslinger og snegl finnes et vesentlig høyere bakgrunnsnivå, sannsynligvis i hvert fall 10 - 20 ganger høyere i blåskjell enn i fisk (Knutzen, 1989). Selv med hensyntagen til spesielle risikogrupper vil imidlertid konsumet av skjell være så mye lavere enn av fisk at det kan opereres med noe høyere PAH-grenser i skjell.

Akkumuleringen av PAH er vesentlig mindre fettavhengig enn for persistente klororganiske forbindelser. De foreløpige forslagene til maksimalkonsentrasjoner for PAH tar derfor ikke hensyn til organismenes varierende fettinnhold.

#### **4.5 Utledning og vurdering av forslag til målkriterier**

##### **4.5.1 Kvikksølv**

Av antagelsen om at alt foreligger som metylkvikksølv, og den foreløpige TWI-verdien på 200 µg pr. uke for en person på 60 kg (kap. 4.3), kan det for den tenkte høyrisikogrupper med et ukekonsum på ca. 1 kg fisk/skalldyr (kap. 4.1) avledes en akseptabel (tolerabel) midlere konsentrasjon i sjømat på 0.2 mg/kg.

0.2 mg/kg tilsvarer omlag dagens kvikksølvnivå i fisk fanget i Eidangerfjorden, mens Frierfjordtorsk de siste årene har inneholdt 0.25 - 0.4 mg/kg (Rygg, 1989). Det har ikke vært noen bestemt nedadgående tendens å spore siden 1985.

Grensen på 0.2 mg/kg er lavere enn den laveste av de siterte nasjonale/internasjonale grenseverdier. Det vites ikke om EF-grensen på 0.3 mg/kg (og den tilsvarende danske "overvåkingsverdi") er knyttet til restriksjoner på konsum. Sannsynligvis gjelder dette første enkelte nasjonale grenser på 0.5 mg/kg.

Når det eventuelt skal fastlegges offisielle målkriterier for kvikksølv i sjømat fra Grenlandsområdet, må det primært vurderes hvor relevant eller aktuell den her foreslåtte risikogruppe er, dernest hvilket hensyn det bør tas til forekomsten av andre forurensende stoffer i den samme sjømaten. I prinsippet trengs også en vurdering av kvikksølvinnntak fra andre kilder (selv om fisk og sjømat må antas å være dominerende kilde).

I betraktning av ovennevnte manglende tidstrend og at kjente tilførsler av kvikksølv til Frierfjorden nå er lave/moderate og muligens dominert av bakgrunnsbelastningen via Skienselva, er det ikke mulig å forespeile "konsum uten restriksjoner" innen få år dersom den avledede grense på 0.2 mg/kg skal være retningsgivende. "Grensen" kan vurderes hevet til 0.25 mg/kg (som fremdeles er under det som medfører restriksjoner i andre land).

#### **4.5.2 Polyklorerte dibenzofuraner og dioksiner (2,3,7,8-TCDD ekvivalenter)**

Før man her kan utlede tolerable maksimalkonsentrasjoner i sjømat, er det påkrevet med et fradrag i TWI-verdien for inntak fra andre næringsmidler. (Inntak via luft og vann kan ses bort fra hos personer som ikke er yrkeseksponerte eller andre spesielle tilfeller). I henhold til data fra Canada (Birmingham et al., 1989a,b) og Vest-Tyskland (Beck et al., 1988) regnes det i disse land med et inntak via annen mat i størrelsesordenen 90 - 120 pg TCDD ekvivalenter/dag for en person på 60 kg. TWI fra Nordisk Dioxinriskbedømming er maksimum 35 µg/kg kroppsvekt pr. dag, tilsvarende et daglig inntak for en 60 kg person på 300 pg/dag. Antas - pga. spesiell diett - bare 50 pg/dag via andre næringsmidler hos den tenkte høyrisikogruppe, gjenstår som "TDI disponibel for Grenlandsfisk" 250 pg/dag eller en TWI på 1750 pg/uke.

Maksimalt tolerabel middelkonsentrasjon ved et ukentlig sjømatinntak på 1050 g blir da ca. 1,7 ng/kg. Imidlertid må den tolerable konsentrasjonen differensieres på tre (hypotetiske) kategorier av sjømat (og for tre diettsammensetninger) for å illustrere sammensetningens betydning for de grenseverdiene som kan utledes (se kap. 4.1):

Tilfelle A. Konsum av utelukkende mager sjømat, dvs. èn kategori, gir samme middelkonsentrasjon som ovenfor: 1.7 ng/kg.

Tilfelle B. 1/3 av den magre sjømaten erstattes av fet fisk, som antas å inneholde 10 ganger dioksininnholdet i mager

fisk. Tolerabelt maksimalinnhold i henholdsvis kategori I (filet av mager fisk m.v.) og kategori II (filet av fet fisk) blir da henholdsvis ca. 0.4 ng/kg og ca. 4 ng/kg.

Tilfelle C. (~700 g kategori I, ~230 g kategori II og ~120 g kategori III (torskelever o.l., skallinnmat av krabbe)). Her blir tolerable konsentrasjoner for henholdsvis kategori I/II/III ca. 0.07, 0.7 og 14 ng/kg.

Avhengig av innslaget av fet fisk eller særlig torskelever/krabbeinnmat i dietten, vil følgelig kravet til nivået av 2,3,7,8-TVDD ekvivalenter i mager fisk måtte settes ned fra 1.7 ng/kg til mindre enn 0.1 ng/kg (skjematisk beregnet).

I tillegg til denne urimelige konsekvensen kommer at kravet til dioksinnivået blir urealistisk lavt for alle kategoriene, særlig for krabbeinnmat/torskelever. Ut fra de (for torskelever meget utilstrekkelige) opplysninger som foreligger om vanlig forekommende nivåer på bare diffust belastede strekninger langs Skagerrakkysten, synes det urealistisk å regne med lavere konsentrasjoner av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i disse to typene av sjømat enn i hvert fall 20 - 50 ng/kg friskvekt (Knutzen og Oehme, 1988, Knutzen et al., 1990, upubl. data fra Ny Hellesund). Særlig for krabbeinnmat nedover Sørlandskysten og for torskelever fra ytre Oslofjord er det eksempler på verdier over 50 ng/kg.

Antas på dette grunnlag et såvidt "moderat" bakgrunnsnivå på Skagerrakkysten som 40 ng/kg, skal man for å overholde grensen for et tolerabelt ukeinntak på 1.7 ng (person på 60 kg), ikke spise mer av torskelever/krabbeinnmat enn ca. 45 g i uken. Det kan neppe utelukkes at enkelte mennesker langs denne kyststripen spiser et slikt kvantum lever fra torsk eller tilsvarende i uken. For krabbeinnmat fra Telemarkskysten har Statens næringsmiddeltilsyn tilrådd å spise maksimum 10 - 20 krabber pr. år (SNT-folder av juni 1989 med Orientering om miljøgifter i fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene og bl.a. kostholdsrad).

Samholdt med det som tidligere er nevnt under omtalen av PCB (kap. 4.4), er realiteten i dette at TWI-verdiene for "dioksin" impliserer råd om begrenset konsum av visse typer sjømat, ikke bare for Grenlandsfjordene, men for mesteparten av Skagerrakkysten. (Data mangler fra syd for Søgne/Kristiansand).

Konsekvensen er også at foreliggende rapportens tema - målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til menneskemat - bare kan dekkes



med forbehold for visse typer av sjømat. Foruten innmat av krabbe og torskelever, gjelder forbeholdet sannsynligvis indre organer av hummer og lever av en del andre arter fisk (bl.a. kolje, hvitting og lyr), dertil muligens ål, som har vist høye dioksinkonsentrasjoner langt syd på Telemarkskysten (Knutzen og Oehme, 1988).

Med disse forbehold i mente, samt at problemet hører inn under helsemyndighetenes forvaltningsansvar, kan det angis nedenstående tentative målkriterier for 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (tabell 2). Angivelsene representerer et skjønn, der det dels er tatt hensyn til utledningene av konsentrasjonene ved de tre tenkte diettsammensetningene, dels til eksisterende bakgrunnsnivåer på Skagerrakkysten, så langt disse er kjent. (Bemerk at forholdet mellom de angitte konsentrasjonene ikke samsvarer med forholdstall som kan forventes i naturen. Kritisk er konsentrasjonene i kategori III. Hvis kriteriet blir oppfylt her, vil de forventede verdiene i kategoriene I og II sannsynligvis ligge vesentlig lavere enn kriterieforslagene. Slik sett kan krabbeinnmat eller torskelever muligens brukes som generelle indikatorer).

Tabell 2. Forslag til målkriterier for innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i forskjellige typer fisk og skalldyr, ng/kg friskvekt.

KATEGORIER	MÅLKITERIER (ng/kg friskvekt)
I : Filet av mager fisk (f.eks. torsk, kolje, hvitting, lyr, rødspette, smørflyndre), reker, muslinger, snegl	0.5
II :Filet av fet fisk (f.eks. sjørøret, sild/brisling, makrell)	3 (5 <sup>1</sup> ))
III:Skallinnmat at krabbe/lever av torsk o.l.	40 <sup>2</sup> )

1) 5 ng/kg foreslås for ål, som utgjør et spesialtilfelle ved både høyt fettinnhold og tilknytning til bunnen, samt (vanligvis) lavere grad av utnyttelse til konsum.

- 2) Burde egentlig ha vært lavere, men dette synes lite realistisk i lys av bakgrunnsnivåene på Skagerrakkysten.

Nåværende innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i materiale fra Frierfjorden ligger i størrelsesordenen 5-20/25-50/100 ganger over målkriteriene, hhv. for filet av mager fisk, filet av fet fisk (usikkert, få data) og for krabbeinmat/torskelever (Knutzen og Oehme, 1988, Knutzen og Oehme, 1990, Knutzen, 1990).

#### 4.5.3 Hovedkomponenter i avløp fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk

Som begrunnet i kap. 4.4, benyttes det for hovedstoffene av klororganiske forbindelser to ulike utledningsgrunnlag i form av følgende grenser for tolerabelt ukeinntak (voksne):

- 105 µg for sum HCB/OCS/5CB/7CS/10CB (noe modifisert etter Dybing og Underdahl (1981), se kap. 4.4).
- 1800 µg HCB og 120 µg OCS (kfr. Dybing (1990) og kap. 4.4).

Tolerabel konsentrasjon av den nevnte sumvariabel for høyrisikogruppen med et daglig fiskekonsum på 150 g/dag (1050 g/uke) blir følgelig 100 µg/kg friskvekt.

Dette er en gjennomsnittskonsentrasjon for de ulike ingredienser som inngår i dietten, her eksemplifisert ved 3 ulike sammensetninger (se pkt. 4.5.2). Parallellt med resonnementet for dioksin lar målkriteriene seg utlede med grunnlag i forholdstall for akkumuleringen i de tre kategoriene av mat. De relative konsentrasjoner settes her til 1: 10 : 100 for henholdsvis filet av mager fisk, filet av fet fisk og krabbeinmat/torskelever. Disse forholdstall samsvarer noenlunde med resultatene til Bøe (1979, 1980, 1981, 1982, 1984) for disse forbindelsene.

Tilfelle A: 100 µg/kg i filet av mager fisk.

Tilfelle B: 25 µg/kg i filet av mager fisk, 250 µg/kg i filet av fet fisk.

Tilfelle C: ~7 µg/kg i filet av mager fisk, ~70 µg/kg i filet av fet fisk og ~700 µg/kg i krabbeinmat/torskelever.

Gjennomføres samme resonnement for maksimaldoser på 1800 µg HCB/uke

og 120 µg OCS/uke, fås for henholdsvis HCB/OCS (delvis avrundet nedover):

Tilfelle A: ~ 1700/110 µg/kg i filet av mager fisk.

Tilfelle B: ~ 400/30 µg/kg i filet av mager fisk og 4000/300 µg/kg i filet av fet fisk.

Tilfelle C: ~ 120/8 µg/kg i filet av mager fisk, 1200/80 µg/kg i filet av fet fisk og 12000/800 µg/kg i krabbeinmat/torskelever.

Det ses at de nye norske foreløpige retningslinjene for tolerable ukedoser av HCB og OCS vil tillate høyere innhold av sum klororganiske stoffer i sjømat enn det tidligere resonnementet i Dybing og Underdal (1981) gjorde. Dette gjelder imidlertid særlig HCB. Den vesentlig lavere grensen for OCS gjør at bedømmelsen av innholdet i Grenlandsfisk ikke endres vesentlig.

Jevnført med eksemplene på konsentrasjonene ovenfor, representerer forslagene til målkriterier i tabell 3 et skjønsmessig kompromiss der det er tatt hensyn til flere forhold:

- Dominerende betydning av eventuelt å spise mye krabbeinmat, torskelever o.l.
- Antagelser om høyeste sannsynlige "diffuse bakgrunnsnivåer" på Skagerrakkysten (dårlig kjent, men kfr. Knutzen og Martinsen, 1986 og Knutzen et al., 1988).
- Praktiske forvaltningsformål, som bl.a. tilsier at det ikke har noen hensikt å angi noen grenser for innholdet av HCB, når OCS så langt må anses å være det kritiske stoff innen den her behandlede gruppe.
- Tilstedeværelse av også andre klororganiske forbindelser enn de som inngår i den utvalgte sumvariabel.
- Bidrag av de aktuelle stoffer fra andre kilder enn sjømat.

Tabell 3. Forslag til målkriterier for innholdet av OCS og for sum HCB/OCS/5CB/DCB/7CS i forskjellige typer av fisk og skalldyr,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt. Se nærmere forklaring til kategoriene I, II og III i tabell 2.

KATEGORIER	MÅLKITERIER	
	OCS	$\Sigma$ HCB/OCS 5CB/DCB/7CS
I : Filet av mager fisk o.l.	3	10
II : Filet av fet fisk.	10	30
III: Skallinmat krabbe/torskelever o.l.	100	300

Nåværende konsentrasjon av den tenkte sumvariable ligger i torskelever fra Frierfjorden på ca. 20000 - 30000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , fra Eidangerfjorden på ca. 3000 - 4000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (ikke medregnet de kvantitativt mindre viktige 5CB og heptaklorstyren, kfr. Rygg, 1989). I fet fisk (sjørret fra Klosterfoss, 1989) lå nivåene i enkel blandprøve på ca. 1400  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (ikke medregnet heptaklorstyren). M.a.o. kan dagens nivåer i Frierfjorden antydningvis sies å ligge i størrelsesordenen 50/100 ganger over målkriteriene for spiselige organismer innen henholdsvis kategoriene B og C, mens overkonsentrasjonene i Eidangerfjorden er i størrelsesordenen 10 ganger. For filet finnes det bare eldre data. Imidlertid må utslippsforholdene 1976 - 1989 antas å ha vært noenlunde stabile. Data fra Bøe (1979, 1980, 1981, 1982, 1984) viser nivåer i filet av mager fisk/torsk, lyr, hvitting for sum 5CB/HCB/OCS/7CS stort sett 20 - 40 ganger over målsettingen og for fet fisk ca. 50 ganger. Sistnevnte stammer bra overens med de orienterende sjørretanalysene fra 1989 (Knutzen, 1990).

Dataene fra Bøe (op. cit.) viser forøvrig at OCS opptrer i høyere konsentrasjoner enn HCB, til tross for at HCB utgjør en vesentlig høyere bestanddel av utslippet (størrelsesordenen 5 - 10 ganger mer, kfr. Knutzen og Oehme, 1988). Dette viser betydningen av den langsommere utskillelsen av OCS i fisk påvist av Norheim og Roald (1985). Forholdet illustrerer også vanskelighetene forbundet med å bruke en av komponentene som indikator på de øvrige.

#### 4.5.4 Potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH)

Ut fra foreløpige kartleggingsresultater er det i blåskjell fra bare diffust belastede deler av Skagerrak- og Vestlandskysten ikke uvanlig med konsentrasjoner av benzo(a)pyren (B(a)P) på i hvert fall 1 - 5 µg/kg (Knutzen, 1989), samsvarende med registreringer i Østersjøen på steder langt fra større forurensningskilder (Broman et al., 1990). Siste data fra deler av Telemarkskysten 30 - 35 km fra punktkilder i Frierfjorden viser tilsvarende konsentrasjoner av både B(a)P og benz(a)antracen (Knutzen og Green, 1990).

Med mindre det skal tilrås begrenset konsum av blåskjell o.l. fra betydelige kyststrekninger, er det følgelig vanskelig å operere med målkriterier for "bruk uten restriksjoner" under 2 - 3 µg/kg for de 3 sannsynlig og 9 mulig kreftfremkallende enkeltforbindelser det dreier seg om (se kap. 4.4). (Det er forøvrig ikke vanlig å registrere mer enn 6 - 7 av disse 12; de øvrige opptrer mer sjelden).

I fisk og reker registreres vesentlig lavere PAH-konsentrasjoner enn i blåskjell, selv ved høy belastning. Til dels synes utslagene å være vanskelig forutsigbare i den forstand at det i motsetning til for muslinger/snegl ofte ikke har latt seg påvise systematisk variasjon i PAH-nivåene med avstand fra kilden (uten at dette i alle tilfeller har kunnet forklare ved vandring). Om PAH-registreringer i fisk må det imidlertid tas generelle forbehold både fordi undersøkelsesoppleggene har vært av orienterende karakter (utilstrekkelige) og fordi man kan mistenke at de hittil mest benyttede analysemetoder ikke har vært ømfintlige nok til å registrere de egentlige bakgrunnsnivåer.

Forslag til målkriterier er listet i tabell 4. Ut fra erfaringer om akkumuleringsrespons på belastning er her skallinemat av krabbe likestilt med blåskjell og krabbeklokkjøtt og reke med fisk. Hvorvidt lever og filet i fisk som regel har tilnærmet samsvarende PAH-nivåer er fremdeles et forskningstema. Imidlertid er dette sannsynligvis tilfellet når det bare er snakk om effekter av bakgrunnsbelastning (kan være høyere i lever ved markert belastning). Siden det er KPAH som vesentlig har interesse fra et kostholdssynspunkt, og denne gruppen bare unntaksvis ikke er til stede når andre PAH registreres i noen mengde av betydning, er det funnet unødvendig med noe målkriterium for sum PAH.

Målkriteriene for fisk er så lave at de impliserer store krav til prøvetaking og analysemetodikk. For å registrere og kontrollere om kriteriene overholdes, er det ubetinget nødvendig med

deteksjonsgrenser for enkeltforbindelser ned mot 0.2 - 0.3 µg/kg friskvekt. Også for blåskjell er dette mest betryggende.

Tabell 4. Forslag til målkriterier for potensielt kreftfremkallende PAH (enkeltporbindelser og sum KPAH) for to grupper (kategorier) av spiselige marine organismer, µg/kg friskvekt.

KATEGORIER	Enkeltporb. av KPAH (µg/kg)	Sum KPAH µg/kg
Muslinger, snegl, innmat krabber	3	10
Fisk/reker/krabbe klokjøtt	0.5	2

Med et daglig konsum av fisk/skalldyr på 150 g og forholdet 130 : 20 mellom fisk/reker og krabbeinnmat/skjell, gir konsentrasjonene i tabell 4 et årsinntak av f. eks. B(a)P og av ΣKPAH:

Fra fisk : Ca. 25µg B(a)P, ca. 100 µg Σ KPAH  
Fra skjell/krabbe: Ca. 20 µg B(a)P, ca. 70 µg Σ KPAH

Summert : B(a)P ca. 45 µg/år, Σ KPAH ca. 170 µg/år.

Dette er en ikke ubetydelig B(a)P-dose sammenlignet med de 27 µg/år som Larsson (1986) beregnet for svenskers gjennomsnittlige inntak av PAH fra alle matkilder utenom fisk. (For ΣKPAH finnes ikke sammenligningsmateriale). På den annen side er det forutsatt en såvidt spesiell diettsammensetning at dette også vil bevirke noe redusert inntak av B(a)P og andre KPAH fra andre matkilder.

Et gjennomsnittlig norsk konsum av fisk og skalldyr (~15 kg fisk, derav <1 kg skalldyr, kfr, kap 4.1) vil ved konsentrasjonene nevnt i tabell 4 gi et årsinntak av B(a)P (eller andre enkeltforbindelser av KPAH) på ca. 10 µg/kg og av ΣKPAH på ca. 40 µg.

Ovenstående forslag må, i likhet med de andre kriteriene, vurderes av helsemyndighetene. Hvis årsinntaket ved den tenkte ensidige fiskediett anses betenkelig, vil det muligens også måtte få konsekvenser for synet på andre spesielle spisevaner/tilberedningsmåter, særlig inntaket av grillet og hjemmerøket mat, dessuten type brensel ved grilling og røkningsmetode.

## 5. AVSLUTTENDE KOMMENTARER

Den foretatte utredning hviler på flere usikkerheter. Formelt sett hører saksforholdet inn under næringsmiddelmyndighetene. En utredning over temaet sjømat/kosthold/helserisiko fra annet hold kan i best fall reise spørsmål på vegne av miljøvernforvaltning og allmennhet som de autoriserte myndigheter finner det verdt å besvare. I så fall vil arbeidet kunne være et bidrag til å øke innsatsen på et felt som neppe kan sies å være prioritert, hverken faglig eller bevilgningsmessig etter behovet - dog med en bedre tendens i de senere år.

Helse-, fiskeri- og miljøvernmyndigheter har overlappende interesser i å overblikke situasjonen mht. miljøgifters forekomst og mulige effekt. Belysning av mulig snikforurensning av omgivelsene ved bestandstruende belastning av toppledd i akvatiske ("amfibe") næringskjeder og bedømmelse av epidemiologiske problemstillinger i forbindelse med kosthold/sjømat, må begge ta utgangspunkt i en kartlegging av miljøgifter i føden.

Når "diffuse bakgrunnsnivå" av en del miljøgifter, som illustrert ved eksempler i den foreliggende rapport (se også Knutzen, 1987c og Knutzen og Skei, 1990), nærmer seg eller overskrider grenser for økologisk eller helsemessig risiko, er det viktig at disse registreringene kan anses pålitelige og relevante. Det kan man langt fra føle seg trygg på. Grunnene til dette er:

- Mangelfulle registreringer, til dels bare ufullstendige (f.eks. med "huller" som er geografiske eller gjelder utvalget av indikatorarter/næringsdyr), men til dels også totalt manglende (eksempelvis klorerte camfener (toxafen) og polyklorerte naftalener/parafiner).
- Tvilsumme resultater pga. mangler ved prøveinnsamling/opparbeidelse/analyse. Resultatene av mange interkalibreringer og det forholdet at "bakgrunnsverdiene" for f.eks. enkelte metaller har sunket med en størrelsesorden eller mer i løpet av et par tiår, illustrerer at dette problemet har vært, og sannsynligvis fortsatt er alvorlig undervurdert. Det gjelder ikke minst hensyntagen til individuelle variasjoner og dermed det statistiske grunnlag for resultatenes pålitelighet.
- Mye av det vi idag vet om "bakgrunnsnivåer" i Norge er fra prøver i enden av avstandsgradienter fra en kilde. Undersøkellesopplegg og analysemetodikk som er tilstrekkelig for å kartlegge "hot spots" og noenlunde beskrive punktkildenes influensområde, har vist seg ikke å være godt nok for å gi tilforlidelige bakgrunnsverdier og informasjon om disses regionale variasjoner. Til det trens et eget nasjonalt program (der overlappende "akvatiske" og "terrestriske" interesser burde samordnes).

- Delvis uhensiktsmessige sumvariable, f.eks. PCB, der man både har det forhold at sum PCB mengdebestemmes på forskjellig måte (tvilsom sammenlignbarhet), og at den største interessen egentlig knytter seg til en mindre gruppe av forbindelser. I Norge er registreringer av disse individuelle PCB, som krever avansert utstyr, praktisk talt ikke gjort på prøver fra akvatisk miljø.
- Etter hvert som det innføres restriksjoner på bruk eller utslipp av miljøgifter, og disse restriksjonene har vart noen år, vil man forvente en minskning over tid. Hvorvidt en slik avtagende tendens inntreffer er i seg selv interessant, også i relasjon til helse/økotoksikologi hvis bakgrunnsverdiene har ligget nær/over det antatt tolerable. Det er således ikke relevant lenger å operere med f.eks. data for sum PCB i ferskvannsfisk fra 1970-årene, som er den eneste tilnærmete systematiske oversikt som finnes i Norge. Også for flere andre miljøgiftvariable er datatilfanget i ferd med å bli utrangert.

De dilemmaer som kan oppstå ved forvaltningspliktig bruk av grenseverdier for miljøgifter med betenkelig høye bakgrunnskonsentrasjoner i en del mat fra sjøen, bør primært ha økt forskningsinnsats som følge; dels på kartleggingssiden, dels innen veterinærmedisin/human toksikologi. Det bør f.eks. ikke være noe hellig og uforanderlig ved sikkerhetsmarginer som benyttes ved overføring av resultater fra dyreforsøk hvis en betydelig del av sikkerhetsmarginen bare skyldes en gardering for manglende innsikt. Heller ikke bør man unnlate å vinne nye kunnskaper om bakgrunnsnivåer (eller spre informasjon om dem) fordi slik viten kan være "kjedelig" for andre forvaltningsmål (f.eks. å stimulere til økt forbruk av fisk med henblikk på å bedre befolkningens sunnhetstilstand).

Potensielt kreftfremkallende PAH synes å representere et særlig intrikat problem. Flere forhold bidrar her til at man risikerer alarmmeldinger fra nær sagt hvor som helst på kysten:

- De ikke konkretiserte grenseverdiene som benyttes i praksis synes lite belagt for eksponering via mat.
- Disse verdiene ligger nær det som hittil, muligens med utilstrekkelig metodikk, er registrert som "bakgrunnsverdier".
- De (tilsynelatende?) "bakgrunnsverdiene" fluktuerer på en måte som hittil ikke er forstått (for så vidt heller ikke godt nok beskrevet).



**LITTERATURHENVISNINGER**

- Alexander, J., G. Becher og E. Dybing, 1990. Polycyclic aromatic hydrocarbon in fish. Upubl. manuskript fra Avd. for toksikologi/Statens institutt for folkehelse, 15/2 1990, 15 s.
- Asplund, L., B. Jansson og G. Sundström, 1986. Characterisation of a strongly bioaccumulating hexachloronaphtalene. *Chemosphere* 15: 619-628.
- Asplund, L., A.-K. Grafström, P. Haglund m.fl., 1989. Analysis of non-ortho polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphtalenes in Swedish dioxin survey. Manuskript, Dioxin '89. Toronto.
- Baumann Ofstad, E., G. Lunde, K. Martinsen og B. Rygg, 1978. Chlorinated aromatic hydrocarbons in fish from an area polluted by industrial effluents. *Sci.Total.Environ.* 10: 219-230.
- Beck, H., K. Eckhart, W. Mathar og R. Wittkowski, 1988. PCDD and PCDF body burden from food intake in the Federal Republic of Germany. *Chemosphere* 18: 417-424.
- Becker, F., G. Lach og H. Parlar, 1989. Analysis of insecticide "Toxaphene" in fish products. *Toxicol.Environ.Chem.* 20-21: 201-208.
- Birmingham, B., B. Thorpel, R. Frank m.fl., 1989a. Dietary intake of PCDD and PCDF from food in Ontario, Canada. *Chemosphere* 19: 507-512.
- Birmingham, B., A. Gilman, D. Grant m.fl., 1989b. PCDD/PCDF multimedia exposure analysis for the Canadian population: Detailed exposure estimation. *Chemosphere* 19: 637-642.
- Bokn, T., L. Kirkerud, K. Kvalvågnes og B. Rygg, 1977. Resipientundersøkelse av Nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Fremdriftsrapport for de biologiske undersøkelser mars 1974 - mai 1976. NIVA-rapport 0-111/70, 234 s.

- Broman, D., C. Näf, I. Lundberg og Y. Zebühr, 1990. An in situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston Mytilus edulis L. - Somateria mollissima L.) from the Baltic: An ecotoxicological perspective. Environ.Toxicol.Chem. 429-442.
- Bøe, B., 1979. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1978. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 4/79, 8 s.
- Bøe, B., 1980. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1979. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 6/80, 5 s.
- Bøe, B., 1981. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1980. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 3/81, 9 s.
- Bøe, B., 1982. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1981. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 10/82, 6 s.
- Bøe, B., 1984. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden januar 1983. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 2/84, 8 s.
- Cappon, C.J. og J.C. Smith, 1981. Mercury and selenium content and chemical form in fish muscle. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 10: 305-319.
- Dybing, E., 1990. Langtidsforsøk med heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). Upubl. notat, Statens institutt for folkehelse, 4 s.
- Dybing, E. og B. Underdal, 1981. Humantoksikologiske aspekter vedrørende klorerte hydrokarboner i fisk, med spesiell referanse til Grenlandsfjordområdet. Upublisert notat, oktober 1981, 39 s.
- Enger, B., A. Frøslie, L. Kirkerud, J. Knutzen, L. Madsen, K. Martinsen og G. Norheim, 1983. Overvåking av PCB, kvikksølv og kadmium i sjøvannsmiljø. Oslofjordområdet 1981-82. Rapport 119/84 i Statlig program for forurensningsovervåking NIVA-rapport 0-80106 (l.nr. 1583), 24 s.

- Enger, B., T. Håstein, L. Kirkerud, K. Martinsen og G. Norheim, 1985. Overvåking av PCB, kvikksølv og kadmium i sjøvannsmiljø. Oslofjordområdet 1982-83. Rapport 183/85 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-80106, 2/4 1985 (l.nr. 1717), 24 s.
- EPA (US Environmental Protection Agency), 1984. Ambient water quality criteria for 2,3,7,8-tetrachloro-dibenzo-p-dioxin. EPA-rapport 440/5-84-007. (NTIS-nr. Pb 89-169825/XAB).
- FDA (US Food and Drug Administration), 1987. Action levels for poisonous or deleterious substances in human food and animal feed. Brosjyre fra Dept. of Health and Human Service, Public Health Service, FDA. Washington DC. (Sammendrag i Federal Register, Vol. 55, No. 74, 17/4-90, s. 14359-14364).
- Green, N., 1988. Felles overvåkingsgruppen (JMG)-Norge. Overvåking av miljøgifter i sjøvannsmiljø. Oslofjordområdet, Sørfjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjordområdet 1984-1985. Rapport 308/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-80106 (l.nr. 2139), 76 s.
- Hanberg, A., F. Wærn, L. Asplund, E. Haglund og S. Safe, 1989. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxiequivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. Manuskript, Dioxin '89. Toronto.
- Hansen, L.G., 1987. Environmental toxicology of polychlorinated biphenyls. S. 15-47 i S. Safe (red.): Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Mammalian and environmental toxicology. Springer-Verlag. Berlin, etc. 1987.
- Holme, J.A., 1984. Humantoksikologisk vurdering av polyaromatiske hydrokarboner i blåskjell med spesiell referanse til kreosotforurensninger i Trøndelag. Notat fra Toksikologisk avdeling, SIFF, September 1984, 13 s.
- IARC (Int. Agency Res. Cancer), 1987. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. Suppl. 7, Lyon, 440 s.
- Jarandsen, B., 1990. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1987, 1988 og 1989. Hydro Forskningscenter Porsgrunn. Prosjektnr. R 22647002.

- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives), 1989. Evaluation of certain food additives and contaminants. WHO Tech.Rep.Ser. 776, Geneve.
- JMG (Joint Monitoring Group under Oslo/Paris kommisjonen), 1990a. A compilation of standards and guidance values for contaminants in fish, crustaceans and molluscs for the assessment of possible hazard to human health. (Purpose (A)). JMG 15/3/12-E, arb.dokument fra møte i Lisboa 23 - 26/1 1990.
- JMG, 1990b. Decree on contaminants (Finland). JMG 15/Info 12-E. Underlagsdokument fra Finland til møte i Lisboa (kfr. JMG 1990a).
- JMG, 1990c. The Danish monitoring for the assessment of hazards to human health. JMG 15/3/14-E. Dansk underlagsdokument til møte i Lisboa (kfr. JMG 1990a).
- KEMI, 1989. Miljøfarliga ämnen. Exempellista och vetenskaplig dokumentation. Rapport 10/89 fra Kemikalieinspektionen, 303 s.
- Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000320 (l.nr. 1864), 39 s.
- Knutzen, J., 1987a. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport 0-85167/Q-388 (l.nr. 2051), 66 s.
- Knutzen, J., 1987b. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport 0-85167 (4) (l.nr. 2002), 173 s.
- Knutzen, J., 1987c. Om mulige helsemessige og økologiske effekter av "bakgrunnsnivåer" av klororganiske forbindelser i fisk. VANN 3 (1987): 325-333.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak, utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 0-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s.
- Knutzen, J., 1990. Polyklorerte dobenzofuraner/dioksiner og andre persistente klororganiske forbindelser i sjørret fra Klosterfoss/Skienselva oktober 1989. NIVA-rapport 0-89227 (l.nr. 2393), 13 s.

- Knutzen, J. og N. Green, 1990. Miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. Statlig program for forurensningsovervåking. (Under trykking).
- Knutzen, J. og K. Martinsen, 1986. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i fisk og andre organismer fra Kristiansandsfjorden 1985. Rapport 262/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000357 (l.nr. 1940), 62 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1990. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988-1989. NIVA-rapport 0-88185 (l.nr. 2346), 110 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer og foreløpige forslag til klassifisering av vannkvalitet. NIVA-rapport 0-8612602. Under trykking.
- Knutzen, J., K. Martinsen og M. Oehme, 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1986-1987. Rapport 312/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000357 (l.nr. 2114), 110 s.
- Larsson, B., 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in smoked fish. Lebensm.Unters.Forsch. 174: 101-107.
- Larsson, B., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Swedish foods. Aspects on analysis, occurrence and intake. Akademisk avhandling for doktorgrad. SLU, Uppsala. 59 s. + vedlegg.
- Luten, J.B., A. Rüter, T.M. Ritskes, A.B. Rauchbaer og G. Riekwel-Booy, 1980. Mercury and selenium in marine and freshwater fish. J.Food Sci. 45: 416-419.
- Mikac, N., M. Picer, P. Stegnarn og M. Tusek-Znidaric, 1985. Mercury distribution in a polluted marine area, ratio of total mercury, methyl mercury and selenium in sediments, mussels and fish. Water Res. 19: 1387-1392.
- Norheim, G., 1984. Fisk og vilt som indikatorer på forekomst av persistente miljøgifter. Fauna 37: 11-16.

- Norheim, G. og S.O. Roald, 1985. Distribution and elimination of hexachlorobenzene, octachlorostyrene and decachlorobiphenyl in rainbow trout, Salmo gairdneri. *Aquat.Toxicol.* 6: 13-24.
- NRCC, (National Research Council Canada), 1981. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins: Criteria for their effects on man and his environment. NRCC-rapport nr. 18574.
- Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988. Rapport fra Nordisk Ministerråd, Miljørapport 1988:7 (NORD 1988:49). 129 s. + bilag. (Forf.: U.G. Ahlborg, H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg).
- Parkinson, A. og S. Safe, 1987. Mammalian biologic and toxic effects of PCBs. S. 49-75 i S. Safe (red.): Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Mammalian and environmental toxicology. Springer-Verlag. Berlin, etc. 1987.
- PNUN (Permanente nordiske utvalg for næringsmiddelsspørsmål), 1987. Bestämmelser om främmande ämnen i livsmedel (kontaminanter). NORD rapport 1987:3, Nordisk Ministerråd.
- Rygg, B., 1979. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1978. Delrapport nr. 1. Miljøgifter i taskekrabbe, blåskjell og alger. NIVA-rapport 0-7612904 (l.nr. 1122), 10 s.
- Rygg, B., 1980. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1979. Delrapport nr. 1. Miljøgifter i taskekrabbe, blåskjell og alger. NIVA-rapport 0-8712904 (l.nr. 1225), 13 s.
- Rygg, B., 1989. Miljøgifter i blåskjell og torsk fra Grenlandsfjordene 1988. Rapport 362/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 2274), 30 s.
- Rygg, B., B. Bjerkeng og J. Molvær, 1985. Grenlandsfjordene og Skienselva 1984. Rapport 202/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 1780), 66 s.
- Rygg, B., N. Green, J. Molvær og K. Næs, 1987. Grenlandsfjordene og Skienselva 1986. Rapport 287/87 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 2033), 91 s.

- SFT (Statens forurensningstilsyn), 1980. Inntak av bly, kadmium og kvikksølv fra næringsmidler. SFT-rapport 8/80, 38 s.
- SNT (Statens Næringsmiddeltilsyn), 1989. Kostholdsrad. Orientering om miljøgifter i fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene. Omsetningsforbud. Krabber fra kysten av Telemark. Fakta om dioksiner. Fakta om PAH. Brosjyre, juni 1989.
- SSB (Statistisk Sentralbyrå), 1986. Forbruk av fisk 1984. Rapport 86/16, 46 s.
- Statens ernæringsrad, 1988. Utvikling i norsk kosthold. Statens ernæringsråds virksomhet 1987, 20 s.
- Tanabe, S., N. Kannan, A. Subramanian, S. Watanabe og R. Tatsukawa, 1987. Highly toxic coplanar PCBs: Occurrence, sources, persistency and toxic implications to wildlife and humans. Environ.Pollut. 47: 147-163.
- WHO, (World Health Organization), 1975. Evaluation of some pesticide residues in food. WHO Pesticide Residues Ser. No. 4: 397-405.
- WHO, (World Health Organization), 1987. Principles for the safety assessment of food additives and contaminants in food. Environmental Health Criteria 70. WHO, Geneve, 174 s.