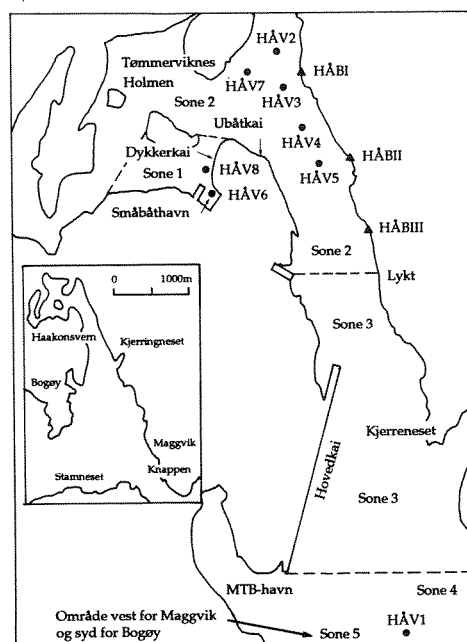


0-93040

Undersøkelse av
 non-ortho polyklorerte bifenyler og
 polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner
 i organismer og sedimenter
 fra omegnen av marinebasen ved
Haakonsvern

1993



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-93040	Undernr.:
Løpenr.: 3073	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Undersøkelser av non-ortho polyklorerte bifenyler og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner i organismer og sedimenter fra omegnen av marinebasen ved Haakonvern 1993.	Dato: 25/5-94	Trykket: NIVA 1994
Forfatter(e): Jon Knutzen Aase Biseth (NILU)	Faggruppe: Marin økologi.	
	Geografisk område: Hordaland.	
	Antall sider: 45	Opplag:

Oppdragsgiver: Forsvarets bygningstjeneste, Sentralledelsen.	Oppdragsg. ref.: 14501/93
---	------------------------------

Ekstrakt: Lever av torsk fra Haakonvernområdet viste konsentrasjoner av non-ortho polyklorerte bifenyler (PCB), målt som toksisitetsekvivalenter, på ca. 40 ganger "normalinnholdet". Overflatesedimentene viste varierende nivåer, men med overkonsentrasjoner på opp til ca. 10 ganger. Mer moderate forhøyelser ble registrert i blåskjell (ca. 5 ganger) og lomre. For polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner begrenset overkonsentrasjonene seg til 2 - 3 ganger i blåskjell og opp til 4 - 5 ganger i sediment.

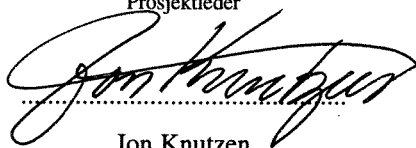
4 emneord, norske

1. Non-ortho PCB
2. PCDF/PCDD
3. Toksisitetsekvivalenter
4. Miljøgifter

4 emneord, engelske

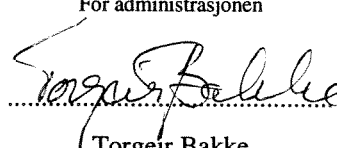
1. Non-ortho PCB
2. PCDF/PCDD
3. Toxicity equivalents
4. Micropollutants

Prosjektleder



Jon Knutzen

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2510-2

Norsk institutt for vannforskning

O-93040

**UNDERSØKELSER AV NON-ORTHO POLYKLORETE
BIFENYLER OG POLYKLORETE
DIBENZOFURANER/DIBENZO-P-DIOKSINER I
ORGANISMER OG SEDIMENT FRA OMEGNEN AV
MARINEBASEN VED HAAKONSVERN 1993**

Oslo,

25. mai 1993.

Prosjektleder:

Jon Knutzen

Medarbeidere:

Aase Biseth, NILU
Martin Schlabach, NILU
Torbjørn Johnsen
Roger Konieczny

INNHold

SIDE

FORORD	3
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	5
3. MATERIALE OG METODER	6
4. RESULTATER OG DISKUSJON	8
4.1 Sedimenter	8
4.2 Fisk og skjell	10
5. AVSLUTTENDE KOMMENTARER - VIDERE ARBEID	16
6. REFERANSER	18
VEDLEGG	22

Forord

Foreliggende arbeid er utført på oppdrag fra Forsvarets bygningstjeneste Sentralledelsen (brev av 25. oktober 1993, etter programforslag fra NIVA i brev av 15. oktober 1993). Hovedkontakt hos oppdragsgiver har vært Torgeir Mørch.

Arbeidet er en oppfølging med videre analyser i et utvalg av tidligere prøver, etter at innledende undersøkelser bl.a. viste høye konsentrasjoner av PCB i sediment og organismer (Koniczny et al., 1993, NIVA-rapport O-93040, l.nr. 2942).

Analysene er utført ved NILU, med Aase Biseth og Martin Schlabach som hovedansvarlige.

Ved NIVA har Roger Koniczny vært ansvarlig for prøveinnsamlingen sammen med Torbjørn Johnsen (NIVAs Vestlandsavdeling).

Oslo, 25. mai 1994.

*Jon Knutzen
prosjektleder.*

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I I et utvalg av prøver fra de innledende undersøkelsene i Haakonsvernområdet (Koniczny et al., 1993) er det analysert på polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") og non-ortho PCB (dvs. gruppen av de mest giftige polyklorerte bifenyler).

For å bedømme resultatene, er det gjort en sammenstilling av litteraturdata om non-ortho PCB og en ajourføring av informasjoner om PCDF/PCDD.

- II Jevnført med et antatt høyt diffust "bakgrunnsnivå" (= "normalnivå", usikkert anslått pga. få referansedata) ble det i torskelever registrert overkonsentrasjoner av non-ortho PCB på ca. 40 ganger, mens forhøyelsen i fire prøver av overflatesediment (0 - 2 cm) varierte i intervallet 1 - 10 ganger.

Giftighetspotensialet i torskelever var av samme størrelse som i den sterkt dioksinforurensede Frierfjorden.

I lomre og blåskjell ble også konstatert forhøyede nivåer, men i mer moderat grad (ca. 5 ganger i blåskjell).

- III Av "dioksiner" ble det observert relativt lavere overkonsentrasjoner: i blåskjell ca. 2 - 3 ganger, i overflatesediment opp til 4 - 5 ganger; forøvrig bare "normale" verdier i torsk og (sannsynligvis) lomre.

- IV Resultatene kan tyde på at den vesentlige årsak til forurensningen av biologisk materiale er tidligere belastning lagret i sedimentene (som bl.a. virker via forurensede byttedyr), men at det også er en viss nåtidig tilførsel (kfr. blåskjellresultatene).

- V Sedimentanalysene har bekreftet den tidligere påviste flekkvise fordeling av forurensningene i sediment, og dessuten vist at det ikke er noen enkelt sammenheng mellom konsentrasjonene av non-ortho PCB og total PCB.

Dataene kan bidra til å belyse spørsmålet om kilder, som imidlertid er vanskelig både pga. noe sprikende opplysninger om kommersielle PCB-blandingers sammensetning og ved at PCB-profilene forandres etter utslipp, bl.a. ved nedbrytning av en del av forbindelsene.

- VI Resultatene fra analysene av fisk og skjell må vurderes av næringsmiddelmyndighetene, men understøtter tidligere råd om å ikke konsumere fisk fra Haakonsverns nærområde. Resultatene understreker også behovet for ikke å forstyrre de forurensede sedimentene (slik Forsvaret allerede har tatt skritt for å unngå).

- VII Det tilrås utvidet kartlegging av miljøgiftenes forekomst i sedimenter og organismer med henblikk på å fastslå forurensningens influensområde. Det vil være hensiktsmessig å samordne kartleggingen med de planlagte oppfølgende undersøkelser i Bergensområdet.

Ved den utvidede kartleggingen bør det samtidig tas noen prøver av sediment og blåskjell i marinebasens nærområde for orienterende analyse på tributyltinn (TBT), kobber og andre metaller.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

De innledende undersøkelser i omegnen av Haakonssvern i 1993 viste bl.a. til dels meget høyt innhold av PCB (polyklorerte bifenyler) i sedimenter og organismer. Sammenlignet med "antatt høyt bakgrunnsnivå" (= øvre grense for klasse I i SFTs klassifikasjonssystem, Knutzen et al., 1993a) var overkonsentrasjonen i sediment ca. 20 - 100 ganger og i torsk (filet og lever) ca. 20 - 30 ganger (Konieczny et al., 1993).

Som et resultat av undersøkelsene har Statens næringsmiddeltilsyn frarådet konsum av fisk og skaldyr innenfor linjen Knappen - sydspissen av Bogøya (figur 1). For ikke å virvle opp sedimentene, har Forsvaret iverksatt restriksjoner på skipstrafikk og dykkerøvelser (pressemelding av 5. oktober 1993 fra Forsvarets bygningstjeneste).

Ut fra muligheten for at området også var forurenset med polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD "dioksiner"), ble det bestemt å analysere et utvalg av de innsamlede prøver på disse stoffer og non-ortho PCB. Sistnevnte omfatter tre særlig giftige PCB-forbindelser, som krever tilsvarende komplisert opparbeidelse og analyse som PCDF/PCDD.

Formålet med de oppfølgende analyser har vært å supplere informasjonen om tilstanden i området, bl.a. for myndighetenes kortsiktige beslutningsbehov (restriksjoner på fiske/akvakultur, kostholdsrad, tiltak). Hensikten har videre vært å supplere referansematerialet for fremtidig overvåking. Dataene kan også gi ytterligere holdepunkter i forbindelse med ettersporing av kilder.

3. MATERIALE OG METODER

Analysene er foretatt på et utvalg av 7 biologiske prøver og 4 prøver av overflatesediment fra materialet som det tidligere er rapportert resultater fra (Konieczny et al., 1993). Torsk og lomre fra juni - september 1993 er analysert i blandprøver fra sone 1 - 3 og sone 4 - 5 (figur 1), med 8 - 11 eksemplarer i hver prøve. Blandprøven av blåskjell fra stasjon HÅB II har bestått av 50 eksemplarer og o-skjellprøven (HÅO) av 10 stk. (7.5 - 10.5 cm); fra samme sted, begge innsamlet 9. - 10. mars 1993. Nærmere opplysninger om fiskens vekt, lengde, levervekt og kjønn er gitt hos Konieczny et al. (1993).

Stasjonsbeliggenheten for de 4 prøvene av overflatesediment fra mars 1993 ses av figur 1. Prøvene er samlet med en Niemistö gravitasjonskjernetager fra båt eller med et kjernerør av plexiglass ved dykker. Nærmere beskrivelse av topografi og sedimentenes karakter er gitt av Konieczny et al. (1993).

Prøvene er opparbeidet ved Havforskningsinstituttet, som også gjorde de innledende analysene på PCB. Parallellprøvene er fraktet i frosset tilstand til Norsk institutt for luftforskning (NILU), som har utført analysene på PCDF/PCDD og non-ortho PCB etter metodikk beskrevet i Schlabach et al. (1993) og Oehme et al. (1994). NILU er akkreditert for dioksinanalyser, men foreløpig ikke for non-ortho PCB.

Da prøvene er fra et område med ekstremt høye konsentrasjoner av PCB, er det for det biologiske materialet brukt mindre mengde til analyse enn normalt. Dette har ført til at noen av komponentene i PCDF/PCDD-rapporten ligger ned mot eller under deteksjonsgrensen (se vedleggstabeller). Forholdet har ingen praktiske konsekvenser, men for sikkerhets skyld er det regnet med deteksjonsgrensene ved summeringen av giftighetspotensialet.

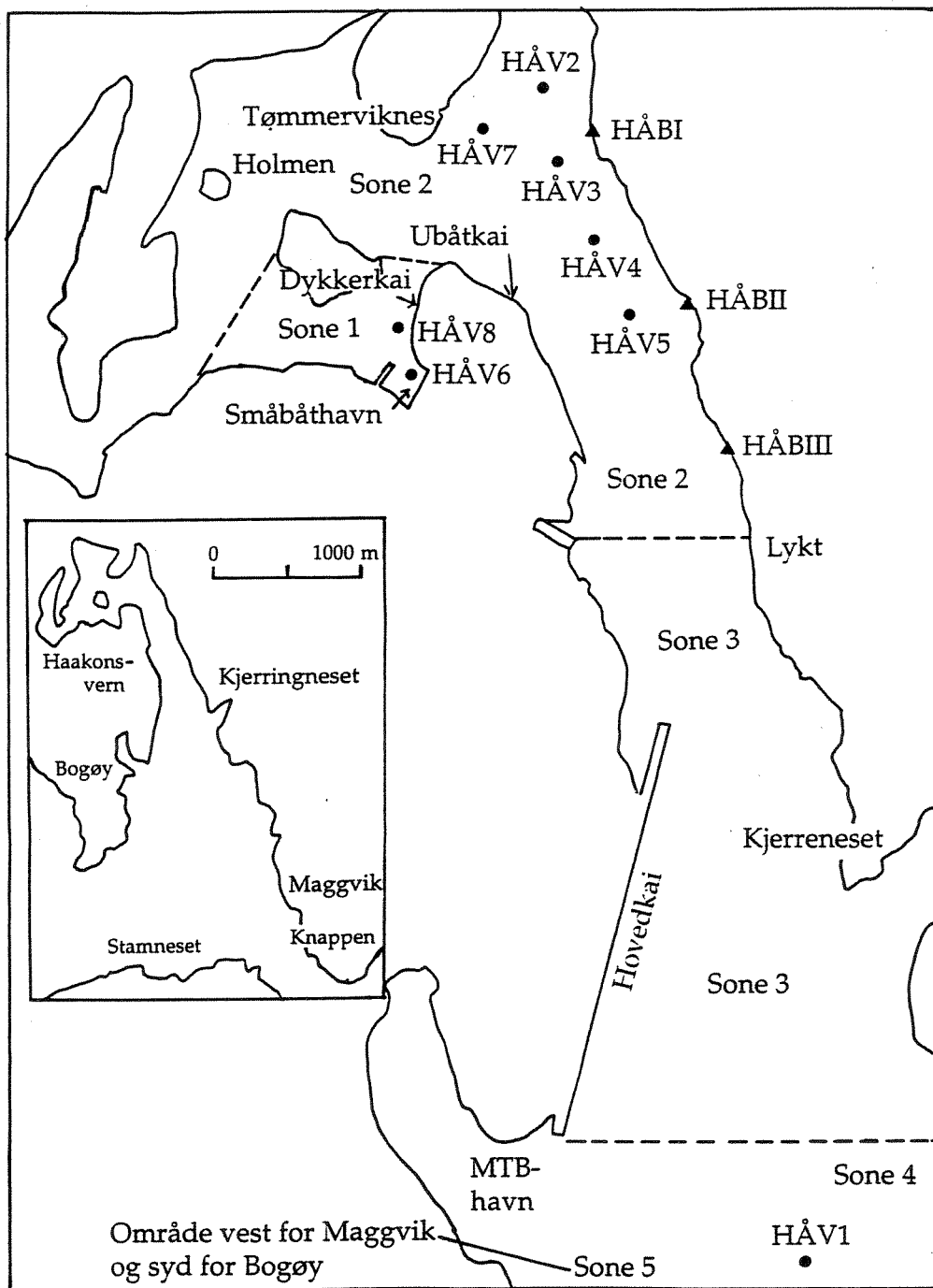
I rapportens hoveddel angis konsentrasjonene av enkeltstoffer og stoffgrupper i toksisitetsekvivalenter (rådata i vedlegg). Toksisitetsekvivalenter (TE) fremkommer ved at hver enkeltforbindelse veies etter sin relative giftighet sammenlignet med den giftigste av forbindelsene innen gruppen PCDF/PCDD: 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioksin). Omregningen av enkeltstoffenes konsentrasjoner til TE er begrunnet med at stoffene har beslektede eller samme biokjemiske virkningsmekanismer, men med ulike styrke. Den relative styrkegraden (toksisitetsekvivalentfaktorer, TEF) er grunnlaget for omregningen. Verdiene av TEF bestemmes ved ulike tester, og resultatene kan variere mer enn en størrelsesorden, avhengig av hvilke tester de bygger på (enzyminduksjon, immunitet, formering, kreft, adferd m.m.). Det foreligger m.a.o. et heterogent grunnlagsmateriale, som også stadig bygges ut. Følgelig må det utvises skjønn, og dette varierer noe mellom ulike ekspertgrupper; resulterende i noe forskjellige beregningsmodeller (se eksempler og nærmere redegjørelse i Ahlborg et al., 1988, 1992, 1994).

For å dimensjonere problemet vurderes resultatene i relasjon til den grad av påvirkning som "normalt" kan forventes, dvs. ved sammenligning med "antatt høyt bakgrunnsnivå" av de aktuelle stoffene. Med dette menes øvre grense for intervallet av konsentrasjoner som opptrer som resultat av regional/global belastning, dvs. uten registrerbar innflytelse fra identifiserte punktkilder. Begrepet er praktisk anvendelig, men teoretisk vanskelig. Vanskelighetene skyldes et kompleks av årsaker:

- regionale variasjoner.
- utslag av lokale, naturbetingede variasjoner.
- mer eller mindre ufullstendig observasjonsmateriale fra referanselokaliteter.

Disse problemene gjelder ikke minst for stoffgrupper som PCDF/PCDD og non-ortho PCB, som

krever omstendelig analysearbeid med avansert utstyr, som først er blitt vanlig utbredt i løpet av det siste 10-året.



Figur 1. Kart med oppdeling av undersøkelsesområdet og lokaliteter for innsamling av sedimentprøver (HÅV) og biologisk materiale (skjell HÅB, fisk sone 1 - 3 og sone 4 - 5).

4. RESULTATER OG DISKUSJON

Rådata for analysene er gjengitt i vedlegg. Tabell 1 gir en oppsummering av registrerte konsentrasjoner, angitt i toksisitetsekvivalenter etter nordiske modeller for henholdsvis PCDF/PCDD (Ahlborg et al., 1988) og non-ortho PCB (Ahlborg et al., 1992).

Tabell 1. Non-ortho PCB og PCDF/PCDD i utvalgte prøver (kfr. Konieczny et al., 1993) av overflatesedimenter (0 - 2 cm) og organismer fra Haakonsvern-området mars - august 1993. Konsentrasjoner i toksisitetsekvivalenter (se tekst), ng/kg⁻¹ tørrvekt for sedimenter og ng/kg våtvekt for organismer (også angitt i ng/kg fett).

Prøver	Non-ortho PCB				PCDF/ PCDD	Totalt	% fett	Fettbasis	
	77	126	169	Sum				Sum n.-o. PCB	Sum PCDF/ PCDD
Sedimenter									
HÅV 1 - 2	1.45	5.46	0.07	7.0	16.2	23.2	-		
HÅV 4 - 2	13.8	59.4	0.3	73.5	41.3	114.8	-		
HÅV 6 - 3	4.0	10.3	0.5	14.8	20.2	35.0	-		
HÅV 8 - 2	17.2	74.1	0.8	92.1	9.6	101.7	-		
Organismer									
Torskelever 1 - 3	36	1200	6	1242	11.4	1253	37.8	3286	30
" 4 - 5	48	1100	4	1152	16.5	1169	52.0	2215	32
Torskefilet 1 - 3	< 0.46	4.92	< 0.02	5.4	0.09	5.5	0.22	2455	41
Lomrelever 1 - 3	0.9	10.3	< 0.1	11.2	2.2	13.4	3.87	289	57
Lomrefilet 1 - 3	< 0.05	0.48	< 0.01	= 0.53	0.11	0.64	0.21	≈ 252	52
Blåskjell HÅB-II	0.26	1.68	0.01	1.95	0.78	2.73	1.63	120	48
O-skjell HÅO-II	0.10	0.50	0.01	0.61	0.48	1.09	0.72	85	67

1) ng (nanogram) = 10⁻⁹ kg (en milliarddel); pg (pikogram) og fg (femtogram) - kfr. vedleggstabeller - hhv. 10⁻¹² og 10⁻¹⁵ kg.

4.1. Sedimenter

Konsentrasjonene av **PCDF/PCDD** i tabell 1 ligger på nivå med eller 2 - 4 ganger over det som er registrert av Oehme et al. (1993) i den sentrale del av Skagerrak og i deler av Nordsjøen (Norske-renna). Begge disse områder har vist seg å akkumulere forurensninger transportert fra Østersjøen eller sydlige Nordsjøen (SFT, 1993). I andre deler av Nordsjøen og i Barentshavet er det registrert verdier som ligger under 1/10 av i Norske-renna/Skagerrak.

Referanseverdier fra kystnære lokaliteter i Norge mangler, men man kan anta at "høyt bakgrunnsnivå" neppe overstiger 10 ng/kg tørrvekt. Også data fra industrialiserte/trafikkerte områder i utlandet referert av Næs og Oug (1991) inneholder eksempler på verdier under 10 ng/kg. Den øvre grense på 30 ng/kg for kl. 1 i SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993a) er bl.a. fastsatt ut fra observasjoner i enden av avstandsgradienter utover fra Frierfjorden (Næs og Oug, 1991), og er sannsynligvis estimert for høyt. Det må imidlertid understrekes at "diffust bakgrunnsnivå" i sedimenter vil variere med avleiringenes karakter (kornfordeling, innhold av organisk stoff o.a.). For å få et solid grunnlag for å resonere omkring begrepet forurensningsgrad, kreves analyse av et omfattende datamateriale, som foreløpig ikke er tilgjengelig. Tentativt kan det konkluderes med at overkonsentrasjonen i den mest forurensede sedimentprøven fra

Haakonsvern er omkring 5 ganger.

Målt som toksisitetsekvivalenter inneholdt alle de ovennevnte prøver fra Skagerrak/Nordsjøen/Barentshavet omtrent samme konsentrasjoner av **non-ortho PCB** som av PCDF/PCDD (Oehme et al., 1993). Av tabell 1 ses at forholdet i Haakonsvernområdet (så langt) er funnet å variere mellom ca. 1 : 1 og ca. 10 : 1. Med forbehold om manglende sammenligningsmateriale for non-ortho PCB i fjorder og nære kystfarvann, tyder dette på en hvert fall delvis sterkere grad av påvirkning med non-ortho PCB enn med PCDF/PCDD. Antas samme "høyt diffust bakgrunnsnivå" for TE_{PCB} som for $TE_{PCDF/D}$ i overflatesedimenter fra norske fjorder, fås for den mest påvirkede prøven i tabell 1 en antydningssvis forurensningsgrad på 10 ganger, mens prøve HÅV 1- 2 (muligens) knapt er belastet utover det vanlige.

De her antydende overkonsentrasjoner ligger betydelig under det som ble konkludert med for sum PCB i de samme prøvene (Konieczny et al., 1993). Basert på "antatt høyt bakgrunnsnivå" av sum PCB i fjordsedimenter (overflatesediment) på 5 µg/kg tørrvekt (Knutzen et al., 1993a), var det en forhøyelse på 20 - 100 ganger (tabell 2).

Tabell 2. Jevnføring av total PCB ¹⁾ (= 2 X Σ PCB₇ fra Konieczny et al., 1993) med non-ortho PCB (kfr. vedleggstabeller) i paralleller av utvalgte prøver av overflatesediment fra Haakonsvernområdet, ng/kg tørrvekt.

Prøver 0 - 2 cm	Tot. PCB	PCB 77	PCB 126	PCB 169	Sum n.-o. PCB	% n.-o. PCB
HÅV 1	95180	2908	54.6	6.5	2969	3.1
HÅV 4	465500	27520	594	34.6	28149	6.0
HÅV 6	329760	8060	103	52.1	8215	2.5
HÅV 8	274060	34353	741	77.8	35172	12.8

¹⁾ Muligens representerer 2 X Σ PCB₇ et noe høyt anslag, i hvert fall i biologisk materiale (Martinsen et al., 1991; NIVA, upubl.). På den annen side utgjør sum av PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 (PCB₇) < 30% i Aroclor 1260 (Safe et al., 1987).

Prosentandelen non-ortho PCB i tabell 2 er vesentlig høyere enn det som angis for kommersielle PCB-blandinger (Kannan et al., 1987; Schwartz et al., 1993 med ref. og de Boer et al., 1993 med ref.). I henhold til disse referanser utgjør den helt dominerende non-ortho PCB - nr. 77 - mindre enn 1% av totalen i relativt lavklorerte blandinger (Aroclor 1242 og 1248, Kanechlor 300 og 400), mens andelen i de mer høyklorerte blandingene av disse merkene bare er 0.1 - 0.2% eller enda lavere. Innholdet av PCB 126 i kommersielle blandinger representerer < 0.001 - 0.01%.

I sedimentprøvene fra Haakonsvern var det relative innslaget av PCB 77 betraktelig større: 2.4 - 12.5% av beregnet innhold av total PCB, og for PCB 126 0.03 - 0.27%. Sammenlignet med kommersielle blandinger synes følgelig sedimentet anrikt på de giftigste av PCB-forbindelsene.

Forholdet virker paradoksalt i betraktning av at overkonsentrasjonene med non-ortho PCB er vurdert til å være bare omkring 1/10 av den relative forhøyelsen for sum PCB (se ovenfor). Dette kan det ikke gis noen fullgod forklaring på. Ett moment kan være at de benyttede referanseverdier er usikre, - ett annet den store variasjonen i konsentrasjonene over korte avstander, som viser hvor vanskelig det er å få data som er representative for hele området. Endelig kan total PCB være estimert for høyt (manglende erfaringstall). Imidlertid skulle ikke 2 x Σ PCB₇ være for høyt når disse forbindelsene til sammen utgjør mindre enn 30% av Aroclor 1260

(Safe et al., 1987).

Selv om PCB 77 opptrer i langt høyere konsentrasjoner enn PCB 126, er det sistnevnte som gir det dominerende bidrag til giftighetspotensialet pga. høyere TEF-faktor. (Dette forholdet er imidlertid avhengig av hvilken beregningsmodell som brukes, kfr. vedleggstabellene der det fremgår at PCB 77 gir størst bidrag når den internasjonale modellen benyttes).

4.2. Fisk og skjell

Innholdet av **PCDF/PCDD** i **torskelever** (tabell 1) var lavt/moderat, således omkring halvparten av øvre grense for kl. I (30 ng TE/kg våtvekt) i SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993a). I henhold til nyere data kan imidlertid denne grensen for bare diffus påvirkning være satt noe for høyt. Av tabell 3 med litteraturdata fra Norge og utlandet fremgår at det bare er et par Østersjøverdier og konsentrasjonen i torsk fra ytre Oslofjorden før reduksjonen i de store utslipp til Grenlandsfjordene (se nærmere i Knutzen et al., 1994a,b,) som ligger tydelig høyere enn 30 ng/kg v.v. Selv i Kristiansandsfjorden, som tidligere var betydelig belastet, og som fremdeles har meget høye konsentrasjoner i indre fjords overflatesediment, viste de siste målingene under 20 ng/kg v.v.

Også **PCDF/PCDD** i **torskefilet** lå lavt (kfr. tabell 1 med tabell 3). I noe motsetning til overflatesedimentene viste derfor torskedataene ingen indikasjoner på annet enn diffus tilførsel.

For **lomre** finnes ingen referanseverdier, men både sammenligning med fettbasisverdiene i torsk (tabell 1) og data for andre flyndrearter samlet langt fra punktkilder (tabell 3), underbygger at dioksin-innholdet kan betegnes som lavt/"normalt".

For **blåskjell** tilsier SFTs klassifisering av miljøkvalitet i fjorder at TE-innholdet fra dioksiner ikke bør overstige 0.3 ng/kg (Knutzen et al., 1993a). Dette stemmer også med data som er kommet til senere (tabell 3) Til sammenligning viste blåskjell/o-skjell fra Haakonvern forhøyelser på 2.5/1.5 ganger, m.a.o. et vitnesbyrd om svak nåtidig overbelastning (kfr. også verdiene på fettbasis med data fra "påvirkede" områder i tabell 3).

Isolert sett er det så langt registrerte dioksininnholdet i spiselige arter uten praktisk betydning, men forholdet blir noe annerledes når TE-verdiene legges sammen med bidraget fra non-ortho PCB.

Innholdet av toksisitetsekvivalenter fra **non-ortho PCB** i Haakonvernprøvene (tabell 1) kan sammenlignet med de begrensede informasjonen som foreløpig er tilgjengelig om disse giftige stoffenes opptreden i torsk, flyndrearter og muslinger, sammenstilt i tabell 4.

Det ses at **torskeleverprøvene** fra Haakonvern må betegnes som sterkt forurenset, med 10 - 20 ganger høyere TE-verdier enn de fleste refererte litteraturdata. Unntak fra dette er bare de punktkilde-belastede prøvestedene i indre Drammensfjorden, Frierfjorden og indre Kristiansandsfjorden. Også **fileten av torsk** viste markert forhøyet konsentrasjon, - på fettbasis mer enn 10 ganger nivået i en prøve fra den generelt sterkt PCB-belastede Østersjøen og 20 ganger høyere enn i ytre Kristiansandsfjorden. Blant områder uten kjente punktkilder ses også at torsk fra Bergen havn/Byfjorden hadde forholdsvis høye konsentrasjoner. Antas at TE_{PCB} i torskelever ikke bør overstige 30 ng/kg våtvekt (kfr. verdier fra Rødtangen (Drammensfj.) og Y. Kristiansandsfjorden i tabell 4), fås overkonsentrasjoner på ca. 40 ganger i Haakonvernprøvene.

Lomre synes mindre forurenset enn torsk, også ved omregning til fettbasis (tabell 1). Imidlertid ses av fettbasisverdiene i tabell 4 at av de listede prøver fra flyndrearter er det bare skrubbefilet fra den forurensete Kristiansandsfjorden og piggvarlever fra Nederland som ligger på nivå med Haakonvernlomre.

Hva det skyldes at torsk synes å ha et forholdsmessig høyere forurensningsnivå enn sediment og lomre, kan det så langt bare antydes forklaringer på. En mulighet er at det foreligger et foreløpig ikke avdekket kildeområde med vesentlig høyere PCB-forurensning i sedimentet. Erfaringer fra både denne og andre undersøkelser tilsier at forurensninger kan være flekkvis fordelt, dvs. med store variasjoner over korte avstander.

Når det gjelder forskjellen fra lomre, kan det spille en rolle at sistnevnte muligens søker det vesentlige av sin føde på fjellbunn, mens torsk kan få i seg mer av sterkt forurensede dyr på bløtbunn.

For **blåskjell** kan det, med forbehold for bare en prøve og det sparsomme sammenligningsmaterialet (tabell 4), antydes overkonsentrasjoner på ca. 5 ganger; i o-skjell markert mindre.

Tabell 3. Haakonsvern-resultater jevnført med utvalgte litteraturdata for innhold av PCDF/PCDD i torsk, flyndrearter og skjell, målt som toksisitetsekvivalenter etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988), ng TE/kg våtvekt og ng/kg fett TE.

Art/sted	Våtvektsbasis	Fettbasis	Referanser/kommentarer
Torskelever			
Haakonsvernområdet	11.4/16.5	30/32	Denne undersøkelsen.
Østersjøen	6.5		Rappe et al., 1986 (TCDD-ekv. beregn. her).
Østersjøen	89		Koistinen et al., 1989.
Finskebukta	≈ 43	67	Koistinen 1990, v.v. basis beregn. her.
I. og Y. Hvaler	6.6 - 30.6		Staveland, 1990.
Y. Oslofjord	81.9	188	Knutzen og Oehme, 1990 (kan ha vært påvirket fra Grenlandsfj.)
Varangerfjorden	6.8 - 8.5	≈ 15	Færden, 1991.
Hvaler/Singlefjorden	7 - 12		Berge, 1991.
Vefsnfjorden	25.8	33	Knutzen, 1991.
Ny Hellesund	20.3	37	Knutzen et al., 1991.
N.V. Atlanteren	< 0.2/< 2.8	< 0.3/< 6.5	Hellou og Payne, 1993 (10 fisk, maks. TE, beregn. her).
I. Ranfjorden	1.95	6.5	Green et al., 1993.
Nederland	39/39	101/60	de Boer et al., 1993.
I./Y. Drammensfj.	22.2/36.6	90/88	Knutzen et al., 1993b.
Iddefjorden	5.1		Berge og Helland, 1993.
M./Y. Kristiansandsfj.	5.7/6.9/≈ 17	12/15/≈ 44	Knutzen et al., 1994a.
Bergen havn/Byfj.	8.1/10.8	18/22	Skei et al., 1994.
Torskefilet			
Haakonsvernområdet	0.09	41	Denne undersøkelsen.
Østersjøen	0.1 - 0.2		Slorach og Bergqvist, 1988 og Bergqvist et al., 1989.
Varangerfjorden	0.12	35	Biseth et al., 1990.
Y. Oslofjord	0.1		Knutzen og Oehme, 1990.
Y. Kristiansandsfj.	0.08	33	Knutzen et al., 1991.
Y. Kristiansandsfj.	0.07	29	Knutzen et al., 1994a.
Nederland ¹⁾	0.14	28	de Boer et al., 1993.

(tab. forts. neste side)

(tab. 3 forts.)			
Lomrefilet			
Haakonsvernområdet	0.11	52	Denne undersøkelsen.
Skrubbefilet			
Larvikfj.	0.3		Manö et al., 1988.
Hvalerområdet	0.1 - 0.3		Monfelt og Lindeström, 1989.
I. Ranafjorden	0.08	16	Green et al., 1993.
Bergen havn	0.41	32	Skei et al., 1994.
Rødspettefilet			
Y. Kristiansandsfj.	0.16	27	Knutzen et al., 1994a.
Smørflyndrefilet			
Langesundsbukta	0.12	40	Knutzen et al., 1993c.
Langesundsbukta	0.29	29	Knutzen et al., 1994b.
Tungefilet			
Nederland ¹⁾	0.77	28	de Boer et al., 1993.
Blåskjell			
Haakonsvernområdet	0.78	48	Denne undersøkelsen.
Ny Hellesund	0.37	17	Knutzen et al., 1991.
Div. "upåvirkede" steder	0.13/0.20/0.22	12/17/18	NIVA/NILU, upubl.
Missingen/Drøbak, Oslofj.	0.41/0.43	33/25	" " "
Sundalsfj.	0.21	18	" " "
Y. Hvaleromr.	≈ 0.2/0.6/0.9	≈ 17/-/30	Berge, 1991.
Sørfjorden, Hardanger	0.25/0.42	18/28	NIVA/NILU, upubl.
Saudafjorden	0.26	20	Knutzen og Berglind, 1993.
I./Y. Ranafjorden	0.22/0.17/0.22	15/28/44	Green et al., 1993.
Ø. Scheldt, Nederland ¹⁾	1.3	76.4	de Boer et al., 1993.
O-skjell			
Haakonsvernområdet	0.48	67	Denne undersøkelsen.
Ransfj., Troms	0.12		NIVA/NILU, upubl.

¹⁾ Int. modell for TE, ubetydelig avvikende fra nordisk modell.

Tabell 4. Haakonsvern-resultater jevnført med litteraturdata for non-ortho PCB i fisk og skjell, ng/kg våtvekt for enkeltforbindelser, ng TE/kg våtvekt og ng TE/kg fett for sum non-ortho PCB. TE etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1992). *: TE beregnet her. i.p.: ikke påvist.

Art/sted	ng/kg v.v.			Sum TE		Referanser/ kommentarer
	77	126	169	ng/kg v.v	ng/kg fett	
Torskelever						
Haakonsvern. 1 - 3	72000	12000	648	1253	3286	Denne undersøkelsen.
Haakonsvern. 4 - 5	95000	11000	409	1169	2215	Denne undersøkelsen.
Finskebukta* ¹⁾	≈ 3200	≈ 600	≈ 150	63	≈ 90	Koistinen, 1990
Vester-Tana (Finnmark)* ¹⁾	-	-	-	-	32.3	Koistinen, 1990
S. Østersjøen*	2296	1295	119	131.8	188.3	Asplund et al., 1990
S. Østersjøen (?) ²⁾	≈ 2670	≈ 950	≈ 370	100	-	Falandysz et al., 1992
S. Østersjøen* ³⁾	2376	1296	122	132.0	183.4	Järnberg et al., 1993
I. Drammensfjorden	4622	931	310	98.5	400.3	Knutzen et al., 1993b
Rødtangen	2067	267	38	28.2	67.8	Knutzen et al., 1993b
Nederland	3700	1500	240	154.3	319.5	de Boer et al., 1993
Sentrale Nordsjøen	1400	810	210	83.7	198.3	de Boer et al., 1993
Nordl. Nordsjøen	340	270	78	28.0	66.5	de Boer et al., 1993
Frierfjorden	< 300	≈ 1400	i.p	≈ 140	≈ 410	Knutzen et al., 1993c
I. Kristiansandsfj.	1573	2336	1428	248.7	1225.1	Knutzen et al., 1994a
Y. Kristiansandsfj. (omr. F)	702	335	39	34.2	70.1	Knutzen et al., 1994a
Bergen havn	4740	1025	161	106.0	212	Skei et al., 1994
Eidsvåg, Byfj./Bergen	6150	1254	122	129.8	28.0	Skei et al., 1994
Torskefilet						
Haakonsvern. 1 - 3	917	49.2	1.6	5.4	2455	Denne undersøkelsen.
S. Østersjøen*	24	12	1	1.22	132.8	Asplund et al., 1990
Nederland*	18	7.7	1.9	0.80	-	de Boer et al., 1990
I. Kristiansandsfj.	7.2	11.9	2.5	1.22	610	Knutzen et al., 1994a
Y. Kristiansandsfj.	4.5	2.4	0.5	0.25	104	Knutzen et al., 1994a
Lomrelever						
Haakonsvern.	1793	103	4.8	11.2	289	Denne undersøkelsen.
Lomrefilet						
Haakonsvern.	108	4.8	< 0.2	≈ 0.53	≈ 252	Denne undersøkelsen.
Sandflyndrelever						
Tyskebukta*	570	310	120	32.5	91.3	de Boer et al., 1993
Vadehavet*	130	69	17	7.2	19.8	de Boer et al., 1993
Sandflyndrefilet						
Tyskebukta*	210	42	9	4.3	269	de Boer et al., 1993
Vadehavet*	45	9	1.8	0.94	37.6	de Boer et al., 1993

(tab. forts. neste side)

(tab. 4 forts.)						
Rødspettefilet						
Doggerbank*	7.5	3.1	1.2	0.32	32	de Boer et al., 1993
Y. Kristiansandsfj.	9.5	1.4	0.2	0.15	25	Knutzen et al., 1994a
Tungefilet						
Nederland*	9.0	1.6	< 1	0.17	17	de Boer et al., 1993
Tyskebukta*	14	3.8	2.0	0.41	24	de Boer et al., 1993
Piggvarlever						
Nederland*	440	240	40	24.6	259	de Boer et al., 1993
Piggvarfilet						
Nederland*	11	5.1	1.8	0.53	40.8	de Boer et al., 1993
Skrubbefilet						
I. Kristiansandsfj.	56.5	29.5	7.5	3.1	678	Knutzen et al., 1994a
Bergen havn	170	15	1.5	1.5	115	Skei et al., 1994
Sildefilet						
Nederland*	86	27	6.2	2.8	16.2	de Boer et al., 1993
Skagerrak*	41	11	2.5	1.15	5.2	de Boer et al., 1993
Shetland*	20	8.9	1.8	0.92	6.0	de Boer et al., 1993
Østersjøen*	1056	119	31	12.7	290	Jansson et al., 1993
Bottenviken*	594	76	20	8.1	150	Jansson et al., 1993
Skagerrak*	240	27.5	6.4	2.9	92	Jansson et al., 1993
Østersjøen 4)*	97	17	4.5	1.8	-	Himberg, 1993.
Blåskjell						
Haakonsvernopr.	515	16.8	1.1	1.95	120	Denne undersøkelsen.
Long Island Sound, USA	≈ 80	i.p.	i.p.	-	-	Hong et al., 1992
Ø. Scheldt, Nederland	64	13	1.8	1.35	79	de Boer et al., 1993
I. Kristiansandsfj. 5)	≈ 87	≈ 12.5	≈ 1.4	≈ 1.30	≈ 48	Knutzen et al., 1994a
I. Breviksfj.	72	9.5	3.9	1.03	61	Knutzen et al., 1994b
Helgeroa	44	3.7	1.3	0.40	30	Knutzen et al., 1994b
Østers						
Ø. Scheldt, Nederland	30	6	1.1	0.63	63	de Boer et al., 1993

1) Middell av 2 enkeltfisk fra Finskebukta, blandprøve fra Tana. Kons. på våtvektsbasis og TE beregnet her. Paasivirta og Rantio (1991) omtaler samme materiale.

2) Middell av 3 prøver av hermetisert lever fra Polen.

3) Omregning til våtvektsbasis og TE gjort her. Samme materiale som i Asplund et al. (1990)?

4) Middellverdier.

5) Middell av 2 analyser.

Med unntak av blåskjell var andelen av non-ortho PCB av total-PCB markert lavere i det biologiske materialet enn i sediment (tabell 5), og mer i samsvar med sammensetningen av kommersielle PCB-blandinger (kfr. kapitel 4.1). Likevel må andelen betegnes som relativt høy, f.eks. sammenlignet med registreringene hos Asplund et al. (1990), som stort sett fant litt under 0.1% i 8 prøver av sild og torsk.

Tabell 5. Jevnføring av total PCB (= $2 \times \sum \text{PCB}_7$ fra Konieczny et al., 1993) med non-ortho PCB i paralleller av utvalgte biologiske prøver fra Haakonsvernområdet, ng/kg våtvekt.

Prøver/ stasjoner	Tot PCB	PCB 77	PCB 126	PCB 169	Sum n.-o. PCB	% n.-o. PCB
Torskelever 1 - 3	33258·10 ³	72000	12000	648	84600	0.25
" 4 - 5	14336·10 ³	95000	11000	409	106400	0.74
Torskefilet 1 - 3	230200	917	49.2	1.6	968	0.42
Lomrelever 1 - 3	299000	1793	103	3.8	1900	0.64
Lomrefilet 1 - 3	30600	108	4.8	< 0.2	113	0.37
Blåskjell HÅB-II	23910	515	16.8	1.1	532	2.23

5. AVSLUTTENDE KOMMENTARER - VIDERE ARBEID

De observerte verdiene av særlig non-ortho PCB i spiselige organismer understøtter berettigelsen av de innførte restriksjoner på konsum av fisk/skalldyr og Forsvarets tiltak mot forstyrrelse av de forurensede sedimentene (kfr. kapittel 2). Eventuelt behov for ytterligere tiltak må vurderes av miljøvern- og næringsmiddelmyndigheter.

I både sedimentene og det biologiske materialet utgjorde PCB 77 den dominerende forbindelsen blant non-ortho PCB; mer enn 95% i sediment og 85 - 95% i fisk/skjell. Lignende overvekt er funnet i organismer fra Bergensområdet (Skei et al., 1994), i torsk fra Drammensfjorden (Knutzen et al., 1993b), krabbe/blåskjell fra Grenlandsfjordene (Johansen et al., 1993, Knutzen et al., 1994b); derimot ikke, eller i vesentlig mindre grad i Kristiansandsfjorden (relativt mye PCB 126, kfr. Knutzen et al., 1994a). Større eller mindre dominans av PCB 77 er også regelmessig registrert i en rekke utenlandske undersøkelser: Koistinen (1990), Asplund et al. (1990), Järnberg et al. (1990, 1993), Paasivirta og Rantio (1991), Hong et al. (1992), Jansson et al. (1993), Kostinen et al. (1993), de Boer et al. (1993, med referanser til en del arbeider fra før 1990) og Elskus et al. (1994).

I nesten alle de ovennevnte undersøkelser opptrer PCB 126 i nest høyest konsentrasjoner innen non-ortho gruppen, mens nr. 169 spiller underordnet rolle.

Imidlertid finnes det unntak, f.eks. mest av 126 i et par gjeddeprøver hos Järnberg et al. (1993, åpenbart lokalitetsavhengig) og i enkelte av de eldre undersøkelsene referert av de Boer et al. (1993), samt både konsekvent mest av nr. 126 og bemerkelsesverdig mye av nr. 169 i gulål (ferskvann) fra mange lokaliteter i Nederland (de Boer et al., 1993). Interessant i denne forbindelse er at gjørs og abbor fra de samme stedene som ålen viste den profilen som synes mest vanlig, dvs. dominans av nr. 77 (80 - 90% av sum non-ortho) og ubetydelig bidrag fra nr. 169.

Eksemplet ål versus gjørs/gjedde, illustrerer en vanskelighet i forbindelse med å spore kilder ut fra PCB-sammensetningen i sediment og kanskje særlig i organismer. I tillegg til at de enkelte PCB-forbindelser varierer mht. fysikalsk/kjemiske egenskaper og nedbrytbarhet (og sammensetningen av et utslipp dermed heller ikke enkelt gjenspeiles i resipientens sediment), kommer forskjeller i ulike arters netto akkumuleringsegenskaper (opptaks- og utskillelsesmekanismer, større eller mindre evne til nedbrytning).

Vanskelighetene blir rimeligvis størst hvis det dreier seg om å spore tidligere utslipp. Helst bør saken kunne nøstes fra begge ender, dvs. både analyser av en eller flere konkret mistenkte vedvarende kilder og resipientobservasjoner. Uansett bør de statistiske analysene av PCB-profiler baseres på kunnskaper både om kommersielle blandingers sammensetning og den relative nedbrytbarhet av enkeltforbindelser (avhengig av kloreringsgrad og molekylstruktur). Særlig mht. mikrobiell nedbrytning under ulike naturforhold, og forskjeller i PCB-omsetning mellom grupper og arter av virvelløse dyr og fisk, kan dagens begrensede kunnskaper være en hindring for pålitelige resonneringer.

Generelt er det en hemsko for vurdering av PCB-resultater at det er manglende enhetlighet både i hvilke forbindelser som analyseres og i datapresentasjonen. Dertil er det et akutt behov for referanseverdier fra undersøkelser med nyere analysemetodikk, spesielt hva angår non-ortho PCB og mono-ortho PCB, slik at fullstendige beregninger av toksisitetsekvivalenter kan gjennomføres. (I enkelte arter kan mono-ortho forbindelser gi et betydelig bidrag, kfr. resultater for ål i de Boer et

al., 1993). SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder (Knutzen et al., 1993a), er for PCBs del basert på gammel analysemetodikk og dermed foreldet. For å kunne sammenligne tidligere og nye data er det ønskelig at det gjøres systematiske undersøkelser med både gammel og ny analysemetodikk for å få etablert omregningsfaktorer.

Blant annet ut fra erfaringene i Frierfjorden, der et høyt forurensningsnivå vedvarte etter at den direkte belastning med klororganiske stoffer var redusert med mer enn 95% i nærmere 2 år (Knutzen et al., 1994b), kan det ikke ventes noen kortsiktig bedring i Haakonsvernområdet, selv om man skulle få stoppet alle tilførsler fra land. Dagens kunnskaper tillater heller ikke forutsigelser av hvor lang tid det vil ta å nå et akseptabelt nivå av miljøgifter i fisk. Sedimentenes indirekte rolle via næringsdyr for fisk og krabbe har man foreløpig ikke tilstrekkelig viten om. Følgelig er det behov for at situasjonen overvåkes. Hvor ofte dette bør gjøres er bl.a. avhengig av hvilke tiltak som treffes.

De foreløpige resultater gir ikke grunnlag for å avgrense forurensningens utbredelse, og særlig ikke i fisk som oppholder seg noen tid i området og vandrer ut igjen. Det er derfor behov for en utvidet kartlegging. For sedimentenes del (og blåskjell) skulle det være relativt enkelt å fastslå influensområdets grenser, mens det for fisk/krabbe bør være en samordning med den planlagte videreføring av undersøkelsene i Bergensområdet, der det likeledes er uklart hvor langt forurensningene kan spores (Skei et al., 1994).

I forbindelse med den utvidede kartleggingen bør det også gjøres analyser av tributyltinn (TBT) og andre metaller i sediment og blåskjell. TBT (og kobber) inngår som begroingshindrende stoffer i skipsmaling, og overkonsentrasjoner påtreffes regelmessig i havneområder og nær verft (fjerning og påføring av maling). Særlig TBT er så giftig at det ofte opptrer i konsentrasjoner som er skadelig for ømfintlige marine organismer (Knutzen, 1993)..

6. REFERANSER

- Ahlborg, U.G., H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg, 1988. Nordisk dioxinriskbedømming. Miljørapport 1988: 7 (NORD1988:49) fra Nordisk Ministerråd, København. 129 s. + bilag. ISBN (DK) 87-7303-100-2, ISBN (S) 91-7996-054-5.
- Ahlborg, U.G., A.Hanberg og K. Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). NORD 1992: 26. Nordisk Ministerråd, København. ISBN 92-9120-075-1.
- Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.C. Birnbaum, A Brouwer, H.J.G.M. Derks,, M. Feely, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wærn, M. Younes og E. Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. Chemosphere 228: 1049-1067.
- Asplund, L., A.-K. Grafström, P. Haglund, B. Jansson, U. Järnberg m.fl., 1990. Analysis of non-ortho polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in Swedish dioxin survey samples. Chemosphere 20: 1481-1488.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Rapport 446/91 (TA-744/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-895501/O-900346 (l.nr. 2669), 192 s. ISBN 82-577-2011-9.
- Berge, J.A. og A. Helland, 1993. Overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/92. Miljøgifter i sediment, ål, torsk og taskekrabbe. Rapport 531/93 (TA 975/1993) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-92085 (l.nr. 2953), 56 s. ISBN 82-577-2378-9.
- Bergqvist, P.A., S. Bergek, H. Hallbäck, L. Rappe, S.A. Slorach, 1989. Dioxins in cod and herring from the seas around Sweden. Chemosphere 19:513-516.
- Biseth, Å., M. Oehme og K. Færden, 1990. Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in selected Norwegian food. Organohalogen Compounds, Vol. 1, S. 463-466 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): DIOXIN '90, EPRI-seminar. Toxicology, Environment, Food, Exposure-risk. ECO-INFORMA Press. Bayreuth, 1990.
- Boer, J. de, C.J.N. Stronch, W.A. Traag, J. van der Meer, 1993. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. Chemosphere 26: 1823-1842.
- Elskus, A.A., J.J. Stegemann, J.W. Gooch, D.E. Black og R.J. Pruell, 1994. Polychlorinated biphenyl congener distribution in winter flounder as related to gender, spawning site and congener metabolism. Environ. Sci. Technol. 28: 401-407.
- Falandysz, J., N. Yamashita, S. Tanabe og R. Tatsukawa, 1992. Isomer-specific analysis of PCBs including toxic coplanar isomers in canned cod livers commercially processed in Poland. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 194: 120-123.
- Færden, K., 1991. Dioksiner i næringsmidler. Oppsummering av dioksinanalyser i 1989 og 1990. SNT-rapport 4, 1991, 33s. + vedlegg. ISSN 0802-1627.

- Green, N.W., J. Knutzen, L. Berglind og L. Golmen, 1993. Undersøkelse av miljøgifter i sediment og organismer fra Ranfjorden 1989-90. NIVA-rapport O-800310. (l.nr. 2872). 157 sider. ISBN 82-577-2240-5.
- Hellou, J. og J.F. Payne, 1993. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in cod (*Gadus morhua*) from the Northwest Atlantic. *Mar. Environ. Res.* 36: 117-128.
- Himberg, K.K., 1993. Coplanar polychlorinated biphenyls in some Finnish food commodities. *Chemosphere* 27: 1235-1247.
- Hong, C.-S., B. Bush og J. Xiao, 1992. Coplanar PCBs in fish and mussels from marine and estuarine waters of New York State. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 23: 118-131.
- Jansson, B., Andersson, L. Asplund, K. Litzén, K. Nylund, U. Sellström, U.-B. Uvemo, C. Wahlberg, U. Wideqvist, T. Odsjö og M. Olsson, 1993. Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1163-1174.
- Johansen, H.R., O.J. Rosslund og G. Becher, 1993. Congener specific determination of PCBs in crabs from a polluted fjord region. *Chemosphere* 27: 1245-1252.
- Järnberg, U., P. Haglund, A.-K. Grafström, L. Asplund, K. Lexén et al., 1990. Levels of non-ortho polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in fish and sediment samples. S. 423-426 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): *Organohalogen Compounds Vol. 1: DIOXIN '90 EPRI-SEMINAR. Toxicology, Environment, Food, Exposure-Risk.* Ecoinforma Press, Bayreuth.
- Järnberg, U., L. Asplund, C. de Wit, A.-K. Grafström, P. Haglund, B. Jansson, K. Lexén, M. Strandell, J. Olsson og B. Jonsson, 1993. Polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in Swedish sediments and biota. Levels, patterns and time trends. *Environ. Sci. Technol.* 27: 1364-1374.
- Kannan, N., S. Tanabe, T. Wakimoto og R. Tatsukawa, 1987. Coplanar biphenyls in Aroclor og Kanechlor mixtures. *J. Ass. Off. Anal. Chem.* 70(3): 451-454.
- Knutzen, J. og L. Berglind, 1993d. PAH og metaller i fisk og muslinger fra Saudafjorden 1991-1992. NIVA-rapport O-90168 (l.nr. 2960), 25 s. ISBN 82-577-2365-7.
- 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 O-88185 (l.nr. 2346), 110 s. ISBN 82-577-1629-4.
- Knutzen, J., 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989-91. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 2622), 48 s. ISBN 82-577-1926-9.
- Knutzen, J., 1993. Tinnorganiske forbindelser - en marin forurensning som er undervurdert i Norge? *VANN* 2 (1993): 235-243.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann.

- Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning 93:03 (TA-293/1993), 20 s. ISBN 82-7655-103-3.
- Knutzen, J., I. Kopperud, J. Magnusson og J.U. Skåre, 1993b. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rapport O-90292 (l.nr. 2838), 50 s. ISBN 82-577-2203-0.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J.U. Skåre, 1993c. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2833), 133 s. ISBN 82-577-2231-6.
- Knutzen, J., G. Becher, A. Kringstad og M. Oehme, 1994a. Overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992. Rapport 547/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2996), 111 s. ISBN-82-577-2430-0.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, M. Oehme, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1994b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1992. Rapport 545/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2989). 127 s. ISBN 82-577-2427-0.
- Koistinen, J., P.J. Vuorinen, S. Stenman og A. Tissari, 1989. Residues of planar polychloroaromatic compounds in Baltic fish and seal. DIOXIN '89. Preprint SOU 35, 5 s.
- Koistinen, J., 1990. Residues of planar polyaromatic compounds in Baltic fish and seal. Chemosphere 20: 1043-1048.
- Koistinen, J., J. Paasivirta og M. Lahtiperä, 1993. Bioaccumulation of dioxins, coplanar PCBs, PCDEs, HxCNs, R-PCNs, R-PCPHs and R-PCBBs in fish from a pulp mill recipient water course. Chemosphere 27: 149-156.
- Konieczny, R.M., T.M. Johnsen, J. Klungsoyr og J. Knutzen, 1993. Undersøkelser av organiske miljøgifter i bunnsedimenter og marine organismer i nærområdet utenfor ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsvern, Bergen 1993. NIVA-rapport O-93040 (l.nr. 2942), 73 s. ISBN 82-577-2362-2.
- Manö, S., P. Fürst og M. Oehme, 1988. Concentration levels of PCDD and PCDF in the Norwegian environment. S. 362 i Dioxin '88. The 8th Int. Symp. on Chlorinated Dioxins and Related Compounds. Aug. 21-26, 1988, Umeå, Sweden. Final Program and Abstracts.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.
- Monfelt, C. og L. Lindeström, 1989. Undersökning av skrubbskädda (*Platichthys flesus* L.) fångad i Hvaler- och Singlefjordsområdet hösten 1988. Rapport fra Svenska Miljöforskargruppen AB, Fryksta, 19 s. + vedlegg.
- Næs, K. og E. Oug., 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser,

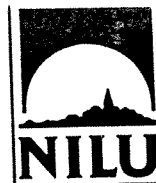
polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport O-895903/E-90406 (l.nr. 2570), 193 s. ISBN 82-577-1885-8.

- Oehme, M., J. Klungsøyr, A. Biseth og M. Schlabach, 1993. Determination of PCDF/PCDD levels in sediments from the Arctic (Barents Sea) including quality assurance and methodological aspects and comparison with concentrations in the North Sea. S. 219-222 i H. Fiedler et al. (red.): DIOXIN'93. Organohalogen compounds, vol. 12. Federal Environmental Agency, Wien.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, A. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea and the North Sea. Analytical methods and instrumentation, vol. 3 (under trykking).
- Paasivirta, J. og T. Rantio, 1991. Chloroterpenes and other organochlorines in Baltic, Finnish and Arctic Wildlife. *Chemosphere* 22: 47-55.
- Rappe, C., P.-A. Bergqvist og S. Marklund, 1986. Analysis of aquatic biota for polychlorinated dioxins and dibenzofurans. S. 201-204 i P. Kangas og M. Forsskål (red.): Proceedings of the third Finnish-Swedish seminar on the Gulf of Bothnia, Pori, Finland, August 20.-21. 1984. National Board of Waters and Environment, Finland, Helsinki.
- Safe, S., L. Safe og M. Mullin, 1987. Polychlorinated biphenyls. Environmental occurrence and analysis. S. 1-13 i S. Safe (red.): Polychlorinated biphenyls (PCBs): Mammalian and environmental toxicology. Springer Verlag, Berlin, etc.
- Schlabach, M., A. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. S. 71-74 i H. Fiedler et al. (red.) DIOXIN'93. Organohalogen compounds. Vol. 11. Federal Environmental Agency, Wien.
- Schwartz, T.R., D.E. Tillitt, K.P. Feltz og P.H. Peterman, 1993. Determination of mono- and non-o,o'-chlorine substituted polychlorinated biphenyls in Aroclors and environmental samples. *Chemosphere* 26: 1443-1460.
- SFT (Statens Forurensningstilsyn), 1993. North Sea subregion 8. Assessment report 1993. Rapport TA 991/1993. ISBN 82-7655-157-2.
- Skei, J., J. Knutzen og J. Klungsøyr, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergens havneområde og Byfjorden 1993. Fase 1 Miljøgifter i spiselige organismer og bunnsedimenter. NIVA-rapport O-93017 (l.nr. 3018), 88 s. ISBN 82-577-2469-6.
- Slorach, S. og P.-A. Bergqvist, 1988. Halter av dioxiner og dibenzofuraner i fisk og skaldjur. *Vår Föda* 9-10:437-444. (Temar. om dioxiner).
- Staveland, G., 1990. Biologiske parametre og innhold av klororganiske forbindelser i torsk (*Gadus morhua* L.) fra Hvalerområdet. Hovedfagsoppgave i marin biologi/UiO, våren 1990, 70 s. + vedlegg.

VEDLEGG

**Rådata-tabeller for analyser av
non-ortho PCB og PCDF/PCDD fra NILU**

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/753

Kunde: NIVA / Knutzen

Lillestrøm, 94/01/26

Kundens prøvemerkning: Håkonsvern 29.6.93.

: Zone 1-3

Prøvetype: Torsk, lever *våt vekt*

Prøvemengde: 0,5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD797031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	6,78	97	6,78	
SUM TCDD	8,14			
12378-PeCDD	0,74 (i)	105	0,37	
SUM PeCDD	0,74			
123478-HxCDD	0,30		0,03	
123678-HxCDD	3,54 (i)	101	0,35	
123789-HxCDD	1,16 (i)		0,12	
SUM HxCDD	4,42			
1234678-HpCDD	3,76	87	0,04	
SUM HpCDD	3,76			
OCDD	7,07	85	0,01	
SUM PCDD	24,1		7,69	
2378-TCDF	18,3	102	1,83	
SUM TCDF	18,7			
12378/12348-PeCDF	3,76		0,04	0,19
23478-PeCDF	2,21	99	1,11	
SUM PeCDF	7,34			
123478/123479-HxCDF	1,63	100	0,16	
123678-HxCDF	2,76		0,28	
123789-HxCDF	0,05		0,01	
234678-HxCDF	2,46		0,25	
SUM HxCDF	8,62			
1234678-HpCDF	1,01	94	0,01	
1234789-HpCDF	< 0,14		0,00	
SUM HpCDF	1,31			
OCDF	2,55	89	0,00	
SUM PCDF	38,5		3,68	3,83
SUM PCDD/PCDF	62,7		11,4	11,5

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/01/26

Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/753

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Håkonsvern 29.6.93.

: Zone 1-3

Prøvetype: Torsk,lever

Prøvemengde: 0,5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD797031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	72 000	97	720	36
33'44'5-PeCB (PCB-126)	12 000	105	1 200	1200
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	648	96	32,4	6
SUM TE-PCB			1 952	1242

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/754

Kunde: NIVA / Knutzen

Lillestrøm, 94/01/20

Kundens prøvemerkning: Håkonsvern 29.6.93.

: Zone 4-5

Prøvetype: Torsk, lever *våt vekt*

Prøvemengde: 0,5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD797011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	8,68	86	8,68	
SUM TCDD	10,2			
12378-PeCDD	0,64	92	0,32	
SUM PeCDD	0,64			
123478-HxCDD	< 0,10		0,01	
123678-HxCDD	2,96	82	0,30	
123789-HxCDD	0,74		0,07	
SUM HxCDD	4,22			
1234678-HpCDD	2,44	70	0,02	
SUM HpCDD	2,44			
OCDD	3,31	67	0,00	
SUM PCDD	20,8		9,41	
2378-TCDF	46,1	91	4,61	
SUM TCDF	46,1			
12378/12348-PeCDF	5,36		0,05	0,27
23478-PeCDF	3,90	87	1,95	
SUM PeCDF	11,6			
123478/123479-HxCDF	1,12	84	0,11	
123678-HxCDF	1,86		0,19	
123789-HxCDF	< 0,10		0,01	
234678-HxCDF	1,66		0,17	
SUM HxCDF	4,75			
1234678-HpCDF	0,59	77	0,01	
1234789-HpCDF	< 0,10		0,00	
SUM HpCDF	0,59			
OCDF	0,53	72	0,00	
SUM PCDF	63,6		7,10	7,31
SUM PCDD/PCDF	84,4		16,5	16,7

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/01/20

Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/754

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Håkonsvern 29.6.93.

: Zone 4-5

Prøvetype: Torsk,lever

Prøvemengde: 0,5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD797011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	95 000	93	950	48
33'44'5-PeCB (PCB-126)	11 000	94	1 100	1100
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	409	74	20,5	4
SUM TE-PCB			2 070	1152

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/749

Kunde: NIVA / Knutzen

Lillestrøm, 94/01/20

Kundens prøvemerking: Torsk,filet.Sone 1-3

Prøvetype: Torsk,filet .våt vekt

Prøvemengde: 10g

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD792011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	fg/g	%	fg/g	fg/g
2378-TCDD	57,5	87	57,5	
SUM TCDD	149			
12378-PeCDD	< 2,00	95	1,00	
SUM PeCDD	< 2,00			
123478-HxCDD	< 2,00		0,20	
123678-HxCDD	21,7 (i)	87	2,17	
123789-HxCDD	11,5 (i)		1,15	
SUM HxCDD	64,6			
1234678-HpCDD	89,1	78	0,89	
SUM HpCDD	89,1			
OCDD	590	71	0,59	
SUM PCDD	895		63,5	
2378-TCDF	138	88	13,8	
SUM TCDF	207			
12378/12348-PeCDF	29,3 (i)		0,29	1,47
23478-PeCDF	15,8	89	7,90	
SUM PeCDF	39,2			
123478/123479-HxCDF	11,1 (i)	89	1,11	
123678-HxCDF	14,7 (i)		1,47	
123789-HxCDF	< 3,00		0,30	
234678-HxCDF	10,6		1,06	
SUM HxCDF	17,7			
1234678-HpCDF	26,4	82	0,26	
1234789-HpCDF	< 2,00		0,02	
SUM HpCDF	34,3			
OCDF	147	76	0,15	
SUM PCDF	445		26,4	27,5
SUM PCDD/PCDF	1 340		89,9	91,0

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/01/20

Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/749

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Torsk,filet.Sone 1-3

Prøvetype: Torsk,filet

Prøvemengde: 10g

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD792011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE fg/g	TE (nordisk) fg/g
	fg/g	%		
33'44'-TeCB (PCB-77)	917 000	83	9 170	459
33'44'5-PeCB (PCB-126)	49 200	99	4 920	4920
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 600	92	80,0	16
SUM TE-PCB			14 170	5395

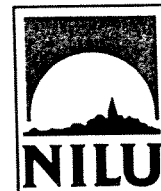
TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/755

Lillestrøm, 94/01/20

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerkning: Lomre lever 1-8

: Håkonsvern.Zone 1-3

Prøvetype: Lomre,lever

Prøvemengde: 5g *våt vekt* .

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD794011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,36	101	0,36	
SUM TCDD	0,52			
12378-PeCDD	0,62	114	0,31	
SUM PeCDD	0,63			
123478-HxCDD	0,08	109	0,01	
123678-HxCDD	0,49		0,05	
123789-HxCDD	0,13		0,01	
SUM HxCDD	0,9			
1234678-HpCDD	0,68	93	0,01	
SUM HpCDD	0,79			
OCDD	1,39 (i)	81	0,00	
SUM PCDD	3,33		0,75	
2378-TCDF	2,26	103	0,23	
SUM TCDF	2,57			
12378/12348-PeCDF	0,35	109	0,00	0,02
23478-PeCDF	2,29		1,15	
SUM PeCDF	3,38			
123478/123479-HxCDF	0,20	107	0,02	
123678-HxCDF	0,11		0,01	
123789-HxCDF	< 0,02		0,00	
234678-HxCDF	0,17		0,02	
SUM HxCDF	0,69			
1234678-HpCDF	0,06	98	0,00	
1234789-HpCDF	0,02		0,00	
SUM HpCDF	0,09			
OCDF	0,09	88	0,00	
SUM PCDF	6,82		1,42	1,44
SUM PCDD/PCDF	10,2		2,17	2,19

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/01/20

Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/755

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Lomre lever 1-8

: Håkonsvern.Zone 1-3

Prøvetype: Lomre,lever

Prøvemengde: 5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD794011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 793	85	17,9	0.90
33'44'5-PeCB (PCB-126)	103	96	10,3	10.30
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	3,81	94	0,19	0.04
SUM TE-PCB			28,4	11.24

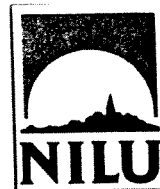
TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/750

Kunde: NIVA / Knutzen

Lillestrøm, 94/01/20

Kundens prøvemerking: Lomremuskel 1-8.

: Sone 1-3

Prøvetype: Lomremuskel

Prøvemengde: 25g

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD797021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	fg/g	%	fg/g	fg/g
2378-TCDD	36,5 (i)	100	36,5	
SUM TCDD	36,5			
12378-PeCDD	28,4	91	14,2	
SUM PeCDD	30,0			
123478-HxCDD	< 5,00		0,50	
123678-HxCDD	17,5 (i)	101	1,75	
123789-HxCDD	8,70 (i)		0,87	
SUM HxCDD	< 30,0			
1234678-HpCDD	63,0	88	0,63	
SUM HpCDD	109			
OCDD	563	80	0,56	
SUM PCDD	769		55,0	
2378-TCDF	138	104	13,8	
SUM TCDF	146			
12378/12348-PeCDF	20,8		0,21	1,04
23478-PeCDF	75,5	104	37,8	
SUM PeCDF	106			
123478/123479-HxCDF	8,80 (i)	101	0,88	
123678-HxCDF	< 5,00		0,50	
123789-HxCDF	< 6,00		0,60	
234678-HxCDF	< 6,00		0,60	
SUM HxCDF	9,00			
1234678-HpCDF	7,50 (i)	87	0,08	
1234789-HpCDF	< 5,00		0,05	
SUM HpCDF	8,00			
OCDF	< 24,5	87	0,02	
SUM PCDF	294		54,5	55,3
SUM PCDD/PCDF	1 062		110	110

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/01/20

Vedlegg til målerapport nr: O-6
NILU-Prøvenummer: 93/750
Kunde: NIVA / Knutzen
Kundens prøvemerking: Lomremuskel 1-8.
: Sone 1-3
Prøvetype: Lomremuskel
Prøvemengde: 25g
Måleenhet: fg/g
Datafiler: BD797021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE
	fg/g	%	fg/g	(nordisk) fg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	108 000	87	1 080	54
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4 810	96	481	481
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	152	96	7,60	1.5
SUM TE-PCB			1 569	536.5

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/751

Kunde: NIVA/Knutzen

Lillestrøm, 94/01/25

Kundens prøvemerking: HÅB-II

Prøvetype: Blåskjell, *våt vekt*

Prøvemengde: 40g

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD774011-BD775011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	fg/g	%	fg/g	fg/g
2378-TCDD	75,5	83	75,5	
SUM TCDD	2 915			
12378-PeCDD	147	96	73,6	
SUM PeCDD	1 505			
123478-HxCDD	82,6		8,26	
123678-HxCDD	179	114	17,9	
123789-HxCDD	131		13,1	
SUM HxCDD	1 693			
1234678-HpCDD	809	96	8,09	
SUM HpCDD	1 636			
OCDD	2 134	112	2,13	
SUM PCDD	9 883		199	
2378-TCDF	2 435	78	244	
SUM TCDF	25 335			
12378/12348-PeCDF	316		3,16	15,8
23478-PeCDF	608	95	304	
SUM PeCDF	4 414			
123478/123479-HxCDF	77,9	104	7,79	
123678-HxCDF	80,2		8,02	
123789-HxCDF	16,0 (i)		1,60	
234678-HxCDF	146		14,6	
SUM HxCDF	668			
1234678-HpCDF	128	108	1,28	
1234789-HpCDF	24,3		0,24	
SUM HpCDF	216			
OCDF	230	108	0,23	
SUM PCDF	30 863		584	597
SUM PCDD/PCDF	40 746		783	796

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/01/25

Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/751

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerking: HÅB-II

:

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40g

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD774011-BD775011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE
	fg/g	%	fg/g	(nordisk) fg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	515 000	*	5 150	258
33'44'5-PeCB (PCB-126)	16 757	13	1 676	1676
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 056	39	52,8	11
SUM TE-PCB			6 879	1945

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/752

Kunde: NIVA/Knutzen

Lillestrøm, 94/01/25

Kundens prøvemerking: HÅO II

Prøvetype: O-skjell

Prøvemengde: 40g *våt vekt*

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD776011-BD779021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	fg/g	%	fg/g	fg/g
2378-TCDD	28,1 (i)	93	28,1	
SUM TCDD	1 748			
12378-PeCDD	112	88	56,0	
SUM PeCDD	1 693			
123478-HxCDD	54,5		5,45	
123678-HxCDD	130	103	13,0	
123789-HxCDD	94,0		9,40	
SUM HxCDD	1 227			
1234678-HpCDD	863	68	8,63	
SUM HpCDD	1 659			
OCDD	3 174	75	3,17	
SUM PCDD	9 501		124	
2378-TCDF	921	90	92,1	
SUM TCDF	11 679			
12378/12348-PeCDF	170		1,70	8,50
23478-PeCDF	456	96	228	
SUM PeCDF	3 886			
123478/123479-HxCDF	125	112	12,5	
123678-HxCDF	50,8		5,08	
123789-HxCDF	9,46 (i)		0,95	
234678-HxCDF	170		17,0	
SUM HxCDF	989			
1234678-HpCDF	214	86	2,14	
1234789-HpCDF	39,0 (i)		0,39	
SUM HpCDF	301			
OCDF	453	90	0,45	
SUM PCDF	17 308		360	367
SUM PCDD/PCDF	26 809		484	491

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/01/25

Vedlegg til målerapport nr: O-6

NILU-Prøvenummer: 93/752

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerking: HÅO II

Prøvetype: O-skjell

Prøvemengde: 40g

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD776011-BD779021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	fg/g	%	fg/g	fg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	205 000	10	2 050	103
33'44'5-PeCB (PCB-126)	5 039	41	504	504
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	595	71	29,8	5
SUM TE-PCB			2 584	612

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

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

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



NOTAT

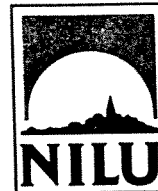
Dato : 27. januar 1994
Ref. : AaB/MAa/O-1688

SAK: Fettbestemmelse i biologiske prøver

NIVA prosjektnr.: O-93017
NILU prosjektnr.: O-1688

NILU nr.	Materiale	Kundens merking	Ekstraherbart fett (%)
93/749	Torskefilét	Sone 1-3	0,22
93/750	Lomrefilét	Sone 1-3	0,21
93/751	Blåskjell	HÅB II	1,63
93/752	O-skjell	HÅO II	0,72
93/753	Torskelever	Sone 1-3	37,8
93/754	Torskelever	Sone 4-5	52,0
93/755	Lomrelever	Sone 1-3	3,87

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-10

NILU-Prøvenummer: 93/756

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Lillestrøm, 94/02/17

Kundens prøvermerking: Håv 1-2, 0-2 cm.

: Vanninnhold: 15,4%

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 4,8 g, tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD918011- BD917021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,54	90	0,54	
SUM TCDD	15,4			
12378-PeCDD	2,52	97	1,26	
SUM PeCDD	48,7			
123478-HxCDD	2,96		0,30	
123678-HxCDD	7,97	92	0,80	
123789-HxCDD	6,91		0,69	
SUM HxCDD	100			
1234678-HpCDD	148	103	1,48	
SUM HpCDD	307			
OCDD	960	112	0,96	
SUM PCDD	1 431		6,02	
2378-TCDF	8,70	90	0,87	
SUM TCDF	67,2			
12378/12348-PeCDF	5,08		0,05	0,25
23478-PeCDF	9,75	97	4,88	
SUM PeCDF	87,0			
123478/123479-HxCDF	13,95	92	1,40	
123678-HxCDF	7,16		0,72	
123789-HxCDF	3,33		0,33	
234678-HxCDF	11,5		1,15	
SUM HxCDF	103			
1234678-HpCDF	48,7	108	0,49	
1234789-HpCDF	5,72		0,06	
SUM HpCDF	108			
OCDF	205	112	0,21	
SUM PCDF	571		10,1	10,3
SUM PCDD/PCDF	2 002		16,2	16,4

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/02/17

Vedlegg til målerapport nr: O-10

NILU-Prøvenummer: 93/756

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Kundens prøvemerking: Håv1-2, 0-2 cm.

: Vanninnhold: 15,4%

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 4,8 g, tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD918011-BD917021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2 908	65	29,1	1,46
33'44'5-PeCB (PCB-126)	54,6	66	5,46	5,46
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	6,50	64	0,33	0,07
SUM TE-PCB			34,9	6,99

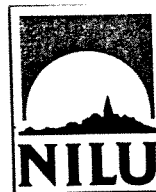
TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-10

NILU-Prøvenummer: 93/757

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Lillestrøm, 94/02/17

Kundens prøvemerkning: Håv 4-2, 0-2 cm.

: Vanninnhold: 14,9%

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 2,75 g, tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD920041-BD920031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,51	62	1,51	
SUM TCDD	27,0			
12378-PeCDD	6,25	88	3,13	
SUM PeCDD	65,2			
123478-HxCDD	6,11		0,61	
123678-HxCDD	18,7	95	1,87	
123789-HxCDD	15,4		1,54	
SUM HxCDD	211			
1234678-HpCDD	410	109	4,10	
SUM HpCDD	822			
OCDD	2 530	111	2,53	
SUM PCDD	3 655		15,3	
2378-TCDF	27,7	60	2,77	
SUM TCDF	151			
12378/12348-PeCDF	11,0		0,11	0,55
23478-PeCDF	27,4	81	13,7	
SUM PeCDF	192			
123478/123479-HxCDF	28,6	100	2,86	
123678-HxCDF	16,3		1,63	
123789-HxCDF	7,15		0,72	
234678-HxCDF	23,8		2,38	
SUM HxCDF	241			
1234678-HpCDF	120	99	1,20	
1234789-HpCDF	14,6		0,15	
SUM HpCDF	365			
OCDF	515	113	0,52	
SUM PCDF	1 464		26,0	26,5
SUM PCDD/PCDF	5 119		41,3	41,3

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

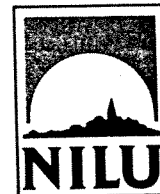
<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/02/17

Vedlegg til målerapport nr: O-10

NILU-Prøvenummer: 93/757

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Kundens prøvemerking: Håv 4-2, 0-2 cm.

: Vanninnhold: 14,9%

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 2,75 g, tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD920041-BD920031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	27 520	*	275	13,8
33'44'5-PeCB (PCB-126)	594	*	59,4	59,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	34,6	*	1,73	0,3
SUM TE-PCB			336	73,5

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-10

NILU-Prøvenummer: 93/758

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Lillestrøm, 94/02/17

Kundens prøvemerking: Håv 6-3, 0-2 cm.

: Vanninnhold: 14,9 %

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 5,0 g, tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD918021- BD9180031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,62	55	0,62	
SUM TCDD	3,75			
12378-PeCDD	1,46	59	0,73	
SUM PeCDD	19,8			
123478-HxCDD	1,96		0,20	
123678-HxCDD	7,48	60	0,75	
123789-HxCDD	4,82		0,48	
SUM HxCDD	65,0			
1234678-HpCDD	171	73	1,71	
SUM HpCDD	333			
OCDD	1 234	79	1,23	
SUM PCDD	1 656		5,72	
2378-TCDF	20,9	51	2,09	
SUM TCDF	85,8			
12378/12348-PeCDF	5,80		0,06	0,29
23478-PeCDF	17,0	63	8,50	
SUM PeCDF	120			
123478/123479-HxCDF	14,13	60	1,41	
123678-HxCDF	5,48		0,55	
123789-HxCDF	2,06		0,21	
234678-HxCDF	8,66		0,87	
SUM HxCDF	109			
1234678-HpCDF	50,3	72	0,50	
1234789-HpCDF	5,42		0,05	
SUM HpCDF	168			
OCDF	238	80	0,24	
SUM PCDF	720		14,5	14,7
SUM PCDD/PCDF	2 376		20,2	20,4

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

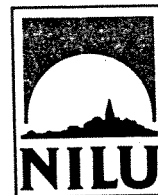
< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/02/18

Vedlegg til målerapport nr: O-10

NILU-Prøvenummer: 93/758

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Kundens prøvemerking: Håv 6-3, 0-2 cm.

: Vanninnhold: 14,9 %

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 5,0 g, tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD918021-BD9180031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	8 060	*	80,6	4.6
33'44'5-PeCB (PCB-126)	103	*	10,3	10.3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	52,1	*	2,61	0.5
SUM TE-PCB			93,5	14.8

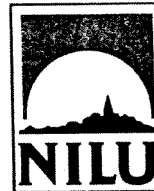
TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-10

NILU-Prøvenummer: 93/759

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Lillestrøm, 94/02/17

Kundens prøvemerkning: Håv 8-2, 0-2 cm.

Vanninnhold: 7,7 %

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 3,05 g, tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD918041- BD920021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	< 0,60	58	0,60	
SUM TCDD	3,68			
12378-PeCDD	0,67	62	0,34	
SUM PeCDD	6,65			
123478-HxCDD	1,05		0,11	
123678-HxCDD	4,36	69	0,44	
123789-HxCDD	1,80		0,18	
SUM HxCDD	34,3			
1234678-HpCDD	98,5	73	0,99	
SUM HpCDD	205			
OCDD	830	67	0,83	
SUM PCDD	1 079		3,47	
2378-TCDF	8,37	68	0,84	
SUM TCDF	45,1			
12378/12348-PeCDF	2,01		0,02	0,10
23478-PeCDF	7,21	81	3,61	
SUM PeCDF	48,1			
123478/123479-HxCDF	5,49	67	0,55	
123678-HxCDF	2,30		0,23	
123789-HxCDF	0,64		0,06	
234678-HxCDF	3,92		0,39	
SUM HxCDF	46,7			
1234678-HpCDF	24,6	75	0,25	
1234789-HpCDF	3,00		0,03	
SUM HpCDF	53,5			
OCDF	144	69	0,14	
SUM PCDF	337		6,12	6,20
SUM PCDD/PCDF	1 417		9,59	9,67

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

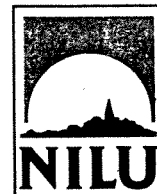
< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

(lib)jok-93040

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 94/02/17

Vedlegg til målerapport nr: O-10

NILU-Prøvenummer: 93/759

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Kundens prøvemerking: Håv 8-2, 0-2 cm.

: Vanninnhold: 7,7%

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 3,05 g, tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD918041-BD920021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE pg/g	TE (nordisk) pg/g
	pg/g	%		
33'44'-TeCB (PCB-77)	34 353	65	344	17.2
33'44'5-PeCB (PCB-126)	741	74	74,1	74.1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	77,8	73	3,89	0.8
SUM TE-PCB			422	92.1

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2510-2