

0-  
85167

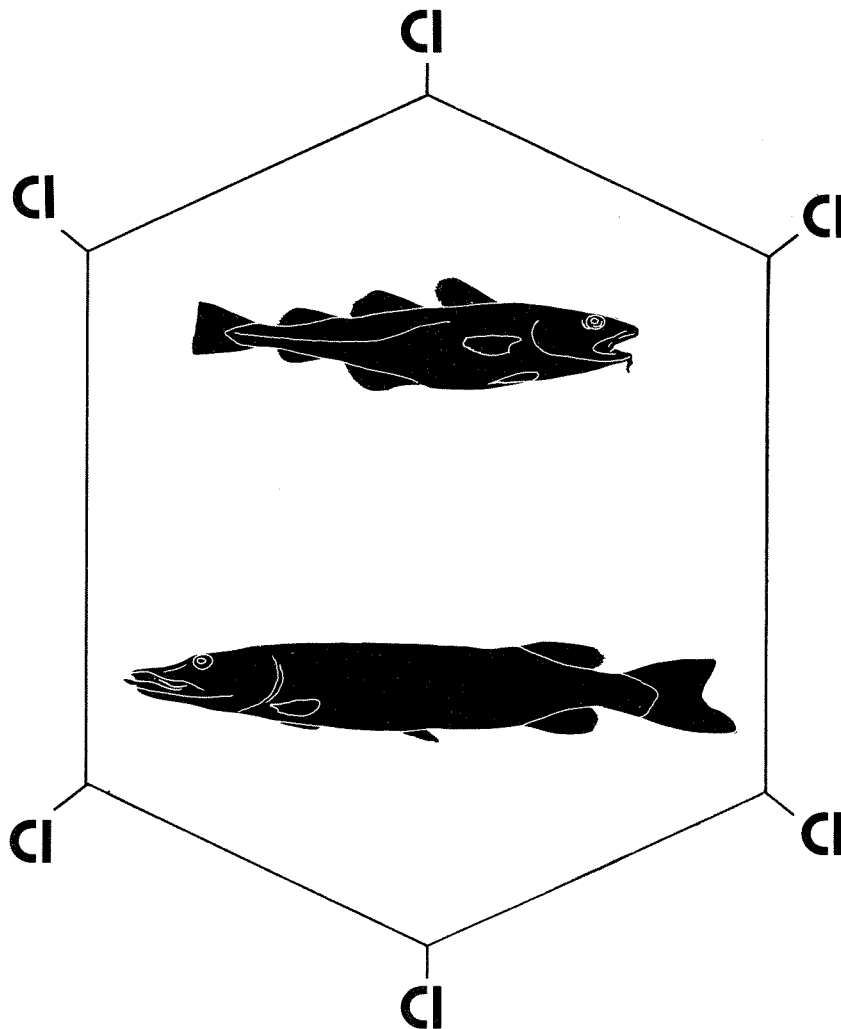
2002

O-85167

4.

**Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner  
og beslektede forbindelser i fisk**

On "background levels" of organochlorines in fish



**LISTE OVER ØVRIGE RAPPORTER/PUBLIKASJONER FRA NIVA VEDRØRENDE TEMAET  
"BAKGRUNNSVERDIER" AV MILJØGIFTER I ORGANISMER**

METALLER:

- J. Knutzen, 1983. Blåskjell som metallindikator. VANN 1 (1983): 24-33.
- P. Brettum, 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller i benthiske ferskvannsalger. NIVA-rapport 0-85167, 25 s. ISBN 82-577-1026-1.
- J. Knutzen, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 0-83091, 122 s. ISBN 82-577-0922-0.
- L. Lingsten, 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvann og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA-rapport 0-85167, 15 s. ISBN 82-577-1046-6.
- J. Knutzen, 1986. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i strandsnegl (Littorina spp.), albuskjell (Patella vulgata) og purpurnegl (Nucella lapillus). NIVA-rapport 0-85167, 30 s. ISBN 82-577-1170-5.
- M. Grande, 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport 0-85167, 34 s. ISBN 82-577-1218-3.

PAH:

- J. Knutzen, 1987. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i fisk. NIVA-rapport 0-85167, 25 s. ISBN 82-577-1191-8.

KLORERTE HYDROKARBONER o.l.:

- J. Knutzen og L. Kirkerud, 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (Mytilus spp.) som indikator på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091, 32 s. ISBN 82-577-0764-3.

ANDRE:

- J. Knutzen, 1987. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. NIVA-rapport 0-86233, 25 s. ISBN 82-577-1179-9.

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

## Hovedkontor

Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

## Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

## Østlandsavdelingen

Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

## Vestlandsavdelingen

Breiviken 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-85167
Undernummer:	4
Løpenummer:	2002
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. On "background levels" of organochlorines in fish.	4/6 1987
	Prosjektnummer:
	0-85167
Forfatter (e):	Faggruppe:
Jon Knutzen	Miljøgifter
	Geografisk område:
	Generelt
	Antall sider (inkl. bilag):
	173

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
Statens forurensningstilsyn (SFT)	

Ekstrakt:

På grunnlag av litteraturdata er det forsøksvis angitt "bakgrunnsnivåer" av klororganiske forbindelser i fisk, dvs. intervaller for vanlig forekommende konsentrasjoner i fisk fra områder med antatt liten/moderat grad av diffus belastning. Slike bakgrunnsnivåer er antydnet for PCB, ΣDDT, ΣHCH (lindan o.a. heksaklorsyklusheksaner), dieldrin, chlordan (få data), og HCB (heksaklorbenzen). Data om forekomst av toxafen og klorerte naftalener, parafiner og dibenzodioksiner/dibenzofuraner er gjengitt, men for fåtallige til å trekke konklusjoner. Forurensningssituasjonen kan ikke uten videre anses betryggende hverken i relasjon til helse eller økologiske konsekvenser. Det er behov både for tiltak og utvidet innsats på å kartlegge forekomst i utvalgte vannforekomster, særlig slike som er utsatt for forurenset nedbør eller stor diffus tilrenning fra befolkningssentra. Klorerte dioksiner synes å utgjøre et akutt problem som krever snarlig og økt oppmerksomhet.

4 emneord, norske:

1. "Bakgrunnsverdier"
2. Klororganiske forbindelser
3. Fisk
4. Overvåking

4 emneord, engelske:

1. "Background levels"
2. Organochlorines
3. Fish
4. Monitoring

Prosjektleder:

Jon Knutzen

For administrasjonen:

for Tor Bokn

ISBN 82-577-1251-5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

0-85167

OM "BAKGRUNNSNIVÅER" AV KLOERTE HYDROKARBONER  
OG BESLEKTEDE FORBINDELSER I FISK

(ON "BACKGROUND LEVELS" OF ORGANOCHLORINES IN FISH)

Oslo, 4/6 1987

Prosjektleder: Jon Knutzen

For administrasjonen: Tor Bokn

## FORORD

Denne rapport er skrevet på oppdrag for Statens Forurensningstilsyn (SFT), kontrakt 164/86, innen rammen av en serie om "bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i akvatiske organismer. Tidligere rapporter og publikasjoner over dette tema er listet på 2. omslagsside.

Arbeidet er delvis finansiert ved interne forskningsmidler (prosjekt Q 388).

Det er også avtalefestet utredninger om metaller i saltvannsfisk og akvatiske frøplanter.

Ved alle de ovennevnte rapporter har Berit Kramer og Turid Wichstrøm ved NIVAs bibliotek bistått med tilveiebringelse av litteratur. Uten adgang til denne service hadde arbeidet vært vesentlig mer tidkrevende.

Etter noen tid vil det oppstå behov for å ajourføre de fleste slike utredninger i lys av nyere data og/eller ny erkjennelse. Blant de arbeider som er listet på omslagssiden gjelder dette foreløpig særlig rapporten om blåskjell som indikator på klororganiske forbindelser.

Oslo, den 4. juni 1987

Jon Knutzen

## INNHold

	side
FORORD	2
1A. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	5
1B. SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
2. FORMÅL, GJENNOMFØRING OG BEGRENINGER	11
2.1. Formål	11
2.2. Opplegg og gjennomføring	11
2.3. Begrensninger og rapportoplegg	11
3. GENERELLE EGENSKAPER OG EKSEMPLER PÅ GIFTIGHET	16
4. OPPTAK, UTSKILLELSE, AKKUMULERING OG OPPHOLDSTID I FISK	19
5. VARIASJONSFAKTORER VED REGISTRERING AV KONSENTRASJONENE	21
6. GRENSEVERDIER FOR KLORORGANISKE STOFFER I SJØMAT	23
7. PCB (Polyklorete bifenyler)	25
8. DDT MED NEDBRYTNINGSPRODUKTER	28
9. LINDAN OG ANDRE HEKSAKLORSYKLOHEKSANER	30
10. DIVERSE PESTICIDER	32
10.1. Aldrin, dieldrin og endrin	32
10.2. Toxafen (klorete terpener)	33
10.3. Chlordan, heptaklor og heptaklorepoksid	34
11. KLORERTE BENZENER OG STYRENER	37
11.1. HCB (heksaklorbenzen)	37
11.2. OCS (oktaklorstyren)	38
11.3. Andre	40
12. KLORERTE DIBENZODIOKSINER (PCDD) OG DIBENZOFURANER (PCDF)	41
13. ANDRE KLORERTE HYDROKARBONER	44
13.1. Polyklorete naftalener (PCN)	44
13.2. Klorete parafiner (CP)	45
13.3. Polyklorete terfenyler (PCT)	46
13.4. Andre persistente halogenerte forbindelser	47
14. EKSTRAHERBART PERSISTENT ORGANISK BUNDET KLOR (EPOC1)	48
15. SAMLET "BAKGRUNNSNIVÅ" AV PERSISTENTE KLORORGANISKE FORBINDELSER - JEVNFØRING MED EPOC1	49
16. HVILKE KONSEKVENSER KAN "BAKGRUNNSNIVÅENE" HA?	52
16.1. Helsemessige konsekvenser?	52
16.2. Økologiske konsekvenser?	54

17. TILLEGGSDATA VEDRØRENDE FISK FRA MEST MULIG UBERØRTE OMRÅDER	57
18. LITTERATUR	59
APPENDIKSTABELLER MED NOTER TIL REFERANSER (Se egen innholdsfortegnelse)	79

## 1A. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Hovedformålet med denne rapport har vært å sammenstille data om vanlig forekommende konsentrasjoner av klorerte hydrokarboner og beslektede (bestandige, akkumulerende) forbindelser i norske arter av fisk fra områder med liten eller moderat grad av diffus belastning.

Et slikt materiale kan anvendes:

- som sammenligningsgrunnlag innen overvåking (regional utbredelse, tidsutvikling, forurensningsgrad ved punktkilder),
- til bedømmelse av behov for fortsatt overvåking (eventuelle utvidelser eller innskrenkninger),
- for orientering om den alminnelige situasjon mht. utnyttelse av fisk til mat og om mulige økologiske konsekvenser av eksisterende nivåer.

Stoffene som det presenteres data for er PCB, DDT, HCH (heksaklorsyklusheksaner inkl. lindan), dieldrin og HCB (heksaklorbenzen), i sparsommere grad også for endrin, aldrin, chlordan, heptaklor, heptakloreposid, OCS (oktaklorstyren), toxafen og klorerte parafiner, naftalener, dibenzodioksiner/dibenzofuraner og EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor).

II Rapporten begrenser seg i det vesentlige til omtale av registreringer i norske arter. Sammenligningsmateriale fra mer markert belastede områder er trukket inn, men ikke bearbeidet til konsentrasjonsintervaller karakteristisk for slike områder. Utvalget av referanser er stort sett begrenset til data fra siste 10-årsperiode, men en del unntak er gjort, særlig for registreringer i Norge. Begrunnelsen for denne begrensning er dels at det har skjedd en betydelig forbedring innen metodikk, dels at restriksjoner på bruken av en del stoffer må antas etterhvert å gjøre eldre registreringer uaktuelle.

III Forbeholdene knyttet til konklusjonene om "bakgrunnsnivåer i fisk fra områder med liten/moderat diffus belastning" fremgår særlig av kapitlene 2 og 5, samt de enkelte stoffkapitler. Med disse forbehold (særlig mangelen på standardiserte metoder) kan for torsk (som det er mest materiale om) konkluderes slik (? markerer sparsomme grunnlagsdata eller andre usikkerheter):



Stoff	Filet		Lever	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
PCB	<0.01-0.02	<1-2(3?)	<1-3(5?)	<2-5(10?)
$\Sigma$ DDT	<0.001-0.005	<0.5-1(2?)	<0.1-0.5(1?)	<0.2-1(2?)
$\Sigma$ HCH	<0.002(0.003?)	<0.2-0.5?	<0.05(0.1?)	<0.1(0.2?)
Dieldrin	<0.0005-0.001	<0.1-0.3?	<0.02-0.05	<0.05-0.1(0.2?)
Toxafen	-----Nesten ingen data -----			
Chlordan	----- Ingen data -----		<0.1-0.3?	<0.2-0.5?
HCB	<0.0003-0.0005	<0.05-0.1?	<0.02-0.05	<0.05-0.1
Klor.paraf.	----- Ingen data -----			

Med visse forbehold knyttet til levevis kan fileten av torsk være representativ for fileten av annen mager saltvannsfisk og leververdiene tilsvarende for arter som kolje, hvitting, etc.

For øvrige arter med forholdsvis fyldig underlagsmateriale (skrubbe, rødspette, ål, gjedde og gruppen laksefisk) henvises til oppsummeringstabellene 1 (kap. 7, PCB), 2 (kap. 8,  $\Sigma$  DDT), 3 (kap. 9,  $\Sigma$  HCH), 4 (kap. 10.1, dieldrin) og 6 (kap. 11.1, HCB).

Grunnlagsmaterialet finnes i appendikstabellene A1-A35 (se egen innholdsfortegnelse i vedlegget). Det skjønnsom er utøvet ved utvelgelsen av undersøkelser som utgjør basis for "normalintervallene" fremgår i noen grad av noter til referansene i appendikstabellene.

- IV Jevnføring av "sum bakgrunnsnivåer" med (de meget sparsomme) data for ekstraherbart persistent organisk bundet klor ga godt samsvar (kap. 15). Dette indikerer EPOC1's potensielle nytteverdi som overvåkingsvariabel.

Det er mulig - særlig i betraktning av utviklingen over tid - at øvre grense i intervallene i oppsummeringstabellene 1-6 er satt noe høyt. På den annen side er det mange eksempler på at "normalintervallet" har vært overskredet i områder som ikke kan regnes som spesielt utsatt.

- V Den samlede belastning med persistente klororganiske stoffer gir indikasjoner på at selv "moderate bakgrunnsnivåer" ikke uten videre kan betraktes som bekymringsløse, hverken i henhold

til gjeldende grenseverdier i mat (torskelever, fet fisk, kap. 6 og 16.1) eller jevnført med antydde økologiske risikonivåer (kap. 16.2). Tilfeller av betydelig høyere konsentrasjoner enn de "moderate" bakgrunnsnivåer synes ikke sjeldne i utsatte områder. Som eksempler på slike områder i Norge (utenom et par punktkilder) kan nevnes Hvalerområdet, Oslofjorden og Drammensfjorden (?), muligens også vannforekomster utsatt for forurenset nedbør (ikke undersøkt).

Det må imidlertid understrekes at i de fleste og mest utbredte former for fiskemat er konsentrasjonene av klororganiske stoffer betydelig under anbefalte grenseverdier. (Hvert stoff eller hver stoffgruppe for seg omkring 1%; som teoretisk sumbelastning i størrelsesordenen 10% av grenseverdiene. Disse skal i tillegg ha innebygget en betydelig sikkerhetsfaktor.)

Som særlig bemerkelsesverdig mht. bakgrunnsnivåer generelt kan fremheves enkelte resultater som har vist betydelig forekomst av særlig DDT, men også PCB og chlordan i dypvannsarter (utenlandske).

- VI Gruppen av klorerte dibenzodioksiner/dibenzofuraner utgjør et særtilfelle ved indikasjoner på at selv "bakgrunnsnivåer" kan medføre at utsatte befolkningsgrupper nærmer seg grenser som har vært foreslått som akseptable daglige inntak. Tilstedeværelsen av et par betydelige punktkilder og spekulasjonene om forekomst i klorblekeriavløp gjør at det i Norge er et akutt behov for å få kartlagt situasjonen, særlig i fete fiskeslag.
- VII Sikre tendenser til nedgang i forekomst etter innføring av restriksjoner synes begrenset til DDT med derivater og andre pesticider (og da vesentlig i tidligere hardt belastede områder). For stoffgrupper som PCB og toxafen synes materialet å være enten mer sprikende (PCB) eller foreløpig manglende.
- VIII På bakgrunn av ovenstående anbefales fortsatt vekt på arbeid med å begrense tilførsler og økt innsats på kartlegging av persistente klororganiske forbindelser, spesielt i fisk fra enkelte utsatte fjordområder og i ferskvannslokalteter berørt enten av nærliggende industrikonsentrasjoner eller atmosfærisk forurensning.

Det er også en generell mangel på data fra antatt minst mulig påvirkede lokaliteter. For enkelte stoffgrupper (særlig toxa-

fen, chlordan, klorerte dibenzodioxiner/dibenzofuraner o.a.) er denne mangelen nærmest fullstendig, samtidig som det er ønskelig å få ajourført data for PCB og (i noe mindre grad) DDT. I forbindelse med slike undersøkelser bør anvendeligheten av EPOC1 som sumvariabel utprøves..

## 1B. SUMMARY AND CONCLUSION

I The main purpose of the present report has been to collate data respecting "background levels" in fish from areas with low/moderate degree of diffuse loading.

The review is limited to data about Norwegian fish species and in the main also to publications and reports from the last decade.

Data from areas with a manifest or suspected "higher than usual loading" (The Baltic, German Bight, contaminated estuaries) have been included in the appendix tables.

The substances covered are: PCB,  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH, dieldrin, HCB, to a lesser degree (few references) also aldrin, endrin, chlordane, heptachlor, toxaphene, octachlorostyrene and chlorinated dibenzodioxins/dibenzofurans (the latter group mainly from contaminated areas). See list of contents for appendix tables. A few data are also presented for extractable persistent organic chlorine (EPOCl).

II With reserve for insufficient data, variation factors and uncertainties due to general lack of standardization of methods, the following tentative conclusions have been drawn for "background levels" in cod. (? denoting scarcity of data or other uncertainties):

Substance	Filet		Liver	
	mg/kg wet weight	mg/kg fat	mg/kg wet weight	mg/kg fat
PCB	<0.01-0.02	<1-2(3?)	<1-3(5?)	<2-5(10?)
$\Sigma$ DDT	<0.001-0.005	<0.5-1(2?)	<0.1-0.5(1?)	<0.2-1(2?)
$\Sigma$ HCH	<0.002(0.003?)	<0.2-0.5?	<0.05(0.1?)	<0.1(0.2?)
Dieldrin	<0.0005-0.001	<0.1-0.3?	<0.02-0.05	<0.05-0.1(0.2?)
Toxaphene	----- Very scarce data -----			
Chlordane	----- No data -----		<0.1-0.3?	<0.2-0.5?
HCB	<0.0003-0.0005	<0.05-0.1?	<0.02-0.05	<0.05-0.1
Chlorinated parafines	----- No data -----			

For "background levels" in other species which have been analyzed in a number of studies (plaice, flounder, eel, pike

and salmonids as a group) it is referred to the summary tables 1 (ch. 7, PCB), 2 (ch. 8, DDT), 3 (ch. 9, HCH), 4 (ch. 10.1, dieldrin) and 6 (ch. 11.1, HCB).

It is possible - particularly considering expected trends - that the upper limits of the intervals in the above tables have been set somewhat too high. On the other hand, there are many examples that these limits have been exceeded in fish from areas which are not among those with heavy "diffuse" loading.

- III Whereas most fish food appears to have low concentrations compared to recommended maximum levels (ch. 6), liver of cod (and similar species), and to a lesser extent also fillet of fat fish, cannot without reserve be regarded as un Hazardous when taking into account the total concentration of persistent organochlorines (ch. 16).

Neither can levels of total persistent organochlorines in fish from areas with high "diffuse" input - which in quite a few cases exceed the above "background concentrations" to a considerable extent - be regarded without concern in relation to ecological effects.

Of particular interest in this connection are also some observations of remarkably high concentrations of particularly DDT, but also PCB and chlordane, in abyssal species.

- IV The group of polychlorinated dibenzodioxins/dibenzofurans (table A35) appears to constitute a special case if proposed ADI-values come into force, not merely in point source recipients (compare indications of "background levels" of about 1 ng/kg wet weight in cod muscle with proposed ADI of 1-10 pg/kg body weight).
- V Regional registration of selected groups of organochlorines in fish are recommended, particularly in some fjord areas with a suspected high "diffuse" loading and in freshwater habitats exposed to atmospheric contamination.

## 2. FORMÅL, GJENNOMFØRING OG BEGRENSNINGER

### 2.1. Formål

Utredningen har hatt som mål å tilveiebringe:

- Underlag for arbeidet med miljøkvalitetskriterier i det akvatiske miljø.
- Grunnlag for å bedømme grad av forurensning med klororganiske stoffer ved overvåkingsstudier og resipientundersøkelser.

Ved at i prinsippet alle tungt nedbrytbare klororganiske stoffer (som synes aktuelle i Norge) er inkludert, kan dataene også gi en viss indikasjon på totalbelastningen med slike forbindelser. For dette er det imidlertid fremdeles et spinkelt grunnlag. I denne forbindelse må bemerkes at også bromorganiske forbindelser med tilsvarende egenskaper bør tas i betraktning. Om denne stoffgruppen er det foreløpig så spredt med opplysninger at det neppe er grunnlag for sammenstillinger med ovennevnte hovedformål for øye.

### 2.2. Opplegg og gjennomføring

Arbeidet er gjennomført dels ved litteratursøk på databaser, dels ved gjennomgang av senere årganger av sentrale tidsskrifter i NIVA's bibliotek. De benyttede databaser har vært:

Base 41 Pollution Abstracts  
Base 44 Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts  
Base 116 Aqualine

For klororganiske forbindelser i spiselige organismer representerer temaet "bakgrunnsnivåer" et overlappingsområde mellom arbeidsfelter som angår forurensningsøkologi og helse/veterinærmedisin. Ved litteratursøkingen viste det seg at ovennevnte databaser var langt fra dekkende mht. veterinærmedisinske tidsskrifter, og det måtte til en betydelig innsamling utover de litteraturangivelser som databasene ga. Ett annet forhold som bidrar til dette er at databasene i bare utilstrekkelig grad har med tidsskrifter som hovedsakelig er nasjonale og "grå" litteratur (dvs. spesielle rapportserier innen nasjonale overvåkingsprogrammer, institusjonsrapporter o.l.).

### 2.3. Begrensninger og rapportopplegg

Gjennomgåelsen er i det vesentlige begrenset til publikasjoner og

rapporter fra siste 10-år. Begrunnelsen for dette er å få i hvert fall noe utsortering av tvilsomme data, idet man først i det seneste 10-år har innsett den fulle rekkevidden av analysetekniske vanskeligheter og andre problemer forbundet med å få sammenlignbare data. Disse vanskeligheter er langt fra løst (Holden et al. 1983, ICES 1986), men å ta den fulle konsekvensen av dem ligger utenfor ressurstilgangen for den foreliggende utredning. Enkelte aktuelle referanser vedrørende problemkomplekset standardisering av analyseteknikk og mengdebestemmelser finnes i kapitlene om de ulike stoffgrupper.

En oversikt vedrørende eldre registreringer - vesentlig av PCB og DDT - er gitt av Rygg (1978).

Manglende standardisering har også kommet til uttrykk ved valg av forskjellige analyseobjekter (arter, vev) og resultater angitt enten bare på friskvektsbasis eller bare på fettbasis.

Utredningen foregir ikke å gi en full dekning av foreliggende litteratur. Utover det som er nevnt er det som regel også utelatt undersøkelser fra åpenbart sterkt belastede elveestuarer eller vassdrag, likeledes data som synes mindre pålitelige eller som gjelder lite benyttede variable (f.eks. bestemmelse av konsentrasjon i hel fisk). Se forøvrig redegjørelse under stoffkapitlene. Innen de enkelte refererte arbeider er det ofte bare valgt ut de nyeste observasjoner, og utelatt data fra de tilsynelatende mest belastede områder som behandles. (Dette gjelder f.eks. ICES-rapporter). For Norges vedkommende er det tatt sikte på en mer fullstendig dekning av litteraturen enn ovenstående tilsier, men også her er data fra punktkildebelastede fjorder utelatt.

Med disse nødvendige forbehold, samt begrensninger som ligger i utilstrekkelig datamateriale, har det for de hyppigst registrerte stoffer og en del arter vært mulig å antyde en "øvre grense for konsentrasjoner i fisk fra områder med liten til moderat diffus belastning."

I relasjon til formålene nevnt ovenfor kunne det ha vært ønskelig med en videre kategorisering i "moderat-markert" og "markert-sterk" belastning. Når dette ikke er funnet mulig, er årsaken primært at det ennå ikke kan sies å være gjennomført tilstrekkelig mange regionale undersøkelser med i streng forstand enhetlig metodikk (der det f.eks. også må tas hensyn til sesongvariasjoner). Ved jevnføring av resultater fra ulike studier melder seg ofte også spørsmålet om trender (kfr. f.eks. Murray og Portmann 1982). At resultatene ofte publiseres først 3-5 år etter at prøvene er innsamlet utgjør i seg

selv et hinder for å kunne gi mest mulig ajourførte informasjoner.

I denne forbindelse bør det likevel nevnes at det innen Joint Monitoring Group under Oslo/Paris-kommisjonen benyttes noen rent beskrivende retningslinjer for å bedømme PCB-nivåer (se nærmere kap. 7).

Selv om det i marine områder ofte har vært sett en tendens til høyest konsentrasjoner i fisk fra kystnære områder, (se f.eks. Dethlefsen og Huschenbeth 1986), er ikke dette uten unntak (Dethlefsen og Huschenbeth 1986, Büther 1987). Å angi karakteristiske konsentrasjonsintervaller for havområder med sannsynlig ulik grad av belastning, f.eks. Østersjøen, Tyskebukten, nordlige Nordsjøen og enda fjernere områder, vil kreve en nøyere analyse som det her ikke har vært anledning til.

For ferskvannslokaliteter er en ytterligere kategorisering etter belastningsgrad like problematisk pga. som oftest manglende opplysninger om forurensningstilførsler, eventuelt om avstand til industri- og befolkningsentra. For ferskvannsføremster kunne man antydningvis operere med "bakgrunnsnivåer" fra følgende belastningskategorier.

- I Nærmest utelukkende fjerntilførsel via lite påvirket atmosfærisk nedfall.
- II Markert belastet ved forurenset nedbør og/eller lokalt ved diffuse tilførsler.
- III Nedre del av vassdrag med høyt industrialiserte nedbørfelter.

Imidlertid er datagrunnlaget for spinkelt for en slik oppdeling når man tar i betraktning alle aktuelle variasjonsfaktorer (kfr. kap. 5).

I tillegg til andre tvilsomme sider ved begrepet "bakgrunnsnivåer" kommer vannets oppholdstid og fortynningsmuligheter. Lang oppholdstid medfører at tungt nedbrytbare organiske stoffer tenderer mot å sirkulere i årevis innen vedkommende vannforekomst, og således gi økende bakgrunnsnivå over en tidsperiode selv ved bare konstant eller noe redusert belastning. "Representative bakgrunnsnivåer" for ulike områder har dermed også å gjøre med stoffenes skjebne i miljøet.

Av det som er nevnt ovenfor forstås at det ved angivelsen av de tentative konsentrasjonsintervaller for "liten til moderat diffus belastning" har vært nødvendig å bruke skjønn. At de angitte øvre grenser for "moderat diffus belastning" kan variere noe fra art til art reflekterer både usikkerheten i materialet og at det kan være



artsbetingede forskjeller.

Grunnlaget for de skjønsmessige vurderingene vil mest fremgå av noter til tabellreferanser i appendikstabellene vedrørende PCB. Denne stoffgruppen er det mest data om, og i de tilfeller da andre stoffgrupper/stoffer er undersøkt samtidig henvises til disse tabellnotene for opplysninger om fangststed, tidspunkt, prøvetype, antall fisk som er analysert, etc. Informasjoner som bare gjelder f.eks. DDT er derimot gitt i noter til appendikstabellene med DDT-data.

Når det gjelder disposisjonen og andre tekniske sider ved rapporten kan man merke seg følgende:

- Det er lagt en hovedvekt på stoffer og arter med aktualitet for Norge.
- Data om utvalgte marine arter av særlig interesse er samlet i egne tabeller. "Av særlig interesse" betyr i denne forbindelse enten mye data og/eller bruk som indikator innen nasjonale eller internasjonale overvåkingsprogrammer, dertil at gruppen av "særlig interessante" samlet representerer noe forskjellig levevis eller egenskaper (trofinnivå, fettinnhold). For ferskvannsfisk har antallet undersøkelser pr. art sjelden vært over 5-6, og det er derfor funnet mest praktisk å begrense tabelloppdelingen til stoff/stoffgrupper.
- Det har ofte vært nødvendig å regne om fra friskvektsbasis til fettbasis og omvendt. Dette er markert i tabellene ved ~, og dertil anført i noter til referansene. Det samme gjelder når verdiene er avrundet.
- Angivelser som anses usikre er markert ved ?. Som oftest skyldes slike markeringer at konsentrasjonene virker usedvanlig høye eller at det er et betydelig avvikende forhold mellom konsentrasjonene av PCB og pesticider fra det som ellers har vært vanlig. Også andre forhold kan komme inn: eldre materiale og analyser, lite antall fisk i prøvene o.l. (Dette er lite eksakte kriterier, men ut fra de analysetekniske usikkerheter som foreligger har sannsynligvis ? markeringen berettigelse i enda flere tilfeller).
- Innenfor grunnlagstabellene i appendiks er det gjennomført alfabetsk rekkefølge for at man lettere skal kunne finne frem til arter og referanser.

Omtalene av stoffenes generelle egenskaper, giftighet, akkumulering, variasjonsfaktorer og grenseverdier for innhold i mat (kap. 3-6) er summariske og skal bare tjene som alminnelig orientering og til å illustrere hvor komplekst det aktuelle arbeidsområde er. De mange faktorer som spiller en rolle for konsentrasjonsnivåene har rimeligvis størst relativ betydning ved lave og moderate belastningsnivåer og dermed i særlig grad for "bakgrunnsnivåer" og trendovervåking.

Hvert stoffkapittel (7-14) er disponert slik:

- Alminnelige opplysninger (bruk, kilder, o.a.).
- Henvisning til de aktuelle appendikstabeller med grunnlagsdata, referanser og noter.
- Tentative konklusjoner vedrørende "bakgrunnsnivåer" ved liten-moderat diffus belastning.

### 3. GENERELLE EGENSKAPER OG EKSEMPLER PÅ GIFTIGHET

Den gruppen innen klororganiske forbindelser som i hovedsaken innebærer størst risiko har midlere molekylstørrelse (molevekt ca. 200-600, delvis opp mot 1000) og høy grad av klorering. Gruppen karakteriseres av lav vannløselighet og med stor bestandighet under vanlige naturforhold. Blant annet PCB forbrenner først ved meget høy temperatur og er derfor i stor grad blitt spredd uendret ved søppelforbrenning.

På grunn av sin motstandskraft mot kjemisk og biologisk nedbrytning har mange av stoffene lang oppholdstid når de først er spredd i naturen. Varierende etter forholdene (klima, jordsmonn, mikrobeflora o.a.) kan bestandigheten angis ved en biologisk halveringstid i jord på 1-10 år (eller i ekstreme tilfeller mer). Den langsomme nedbrytningen har som konsekvens spredning via atmosfæren og havstrømmer over hele jorden.

Organismers svake evne til å bryte ned disse stoffene medfører opphoping ved stadig eksponering. På grunn av fettløseligheten skjer denne akkumulering vesentlig i fettholdig vev (næringsopplag, delvis også i nervevev o.a.).

Fettløseligheten og en ofte passende molekylstørrelse har flere viktige konsekvenser:

- Lett gjennomtrengning av cellemembraner (motsatt vannløselige forbindelser).
- Dermed gjennomtrengning av det som ellers er en barriere mellom blodet og hjernen, videre mellom livmoren og fosteret.
- Binding til cellemembraner.

Tilknytningen til cellemembraner og endring av membranenes egenskaper har særlig betydning ved at funksjonen svekkes hos nerveutløpere, sanse- og muskelceller. Dette betyr i prinsippet påvirkning av alle former for sansing og bevegelse, dermed også næringsopptak, utholdenhet, orienteringsevne, o.a. Slike forstyrrelser av livsfunksjonene kan skje i forbindelse med kritiske livsstadier fordi disse ofte ledsages av at fettdeponier (og dermed de tilknyttede klorerte hydrokarboner) mobiliseres ved f.eks. langvarig anstrengelse (fugletrekk) eller mangel på fødeinntak (dvale).

De mest alvorlige kroniske giftvirkninger som er observert kan likevel skyldes forskjellige former for forstyrrelse av hormonbalansen.

Klorerte hydrokarboner induserer økt produksjon av enzymer som er nødvendige for nedbrytning av fremmedstoffer. Disse enzymer er de samme som kontrollerer mengden av blant annet kjønnshormoner. Virkningen kan være forskjelligartet, og mekanismene er ikke fullt avdekket, men det er eksperimentelt påvist eller sannsynliggjort bestandstruende reduksjon i forplantningen hos mink, oter og sel (Østersjøen, Nederland, USA); sannsynligvis vesentlig på grunn av PCB-eksponering. Siden PCB o.l. har lang oppholdstid i kroppen, vil økt produksjon og nivå av enkelte enzymer vedvare over betydelig tid. Forstyrrelse av forplantningsatferd og forplantningsrytme er nærliggende følger.

Slik direkte virkning på kjønnshormonene er imidlertid ikke tilstrekkelig forklaring på alle tilfeller av nedsatt forplantningsevne og andre forgiftningssymptomer. Blant andre virkningsmekanismer som er påvist eller sannsynlig kan nevnes:

- Direkte virkning på hormonproduserende kjertler.
- Forstyrrelse av blodsirkulasjonen (konstatert for PCB og toxafen).
- Transport over morkaken og opphoping i fosteret til dødelige eller subletale effekter (som eventuelt viser seg hos avkommet først etter en tid).

Fortynning av eggeskall hos fugl ved DDT-påvirkning kan skyldes innvirkning på konsentrasjon og aktivitet av flere enzymer som dirigerer omsetning og transport av kalsium og karbonat mellom ulike vev og over cellemembraner.

Blant mulige skadetyper må også tilføyes at blant annet DDT og PCB er angitt å innvirke på arvestoffet og å være kreftfremkallende.

For fyldigere redegjørelser om klororganiske stoffers biologiske egenskaper kan henvises til artikler i rapport fra Statens Naturvårdsverk (Johansson 1982).

Giftvirkningen av klorerte hydrokarboner har ofte vært vanskelig å klargjøre på grunn av

- innblanding av små mengder forurensende stoffer med sterkere giftvirkning enn hovedsubstansen
- komplekse blandinger i brukskjemikaliene
- gruppebetegnelser som omfatter kjemisk meget beslektede stoffer, men med ulikt skadepotensiale (f.eks. klorerte dioksiner, ulike isomere innen samlebetegnelsene PCB, toxaphen, chlordan, klorerte

parafiner)

- mangelfull analyseteknikk.

Disse forhold gjør seg fremdeles gjeldende og bidrar til en uoversiktlig situasjon og ledsagende usikker bedømmelse.

Den omfattende litteratur om ulike klororganiske stoffers akutte og kroniske giftighet hører ikke hjemme her, men et par eksempler på vanlig registrerte nivåers mulige skadepotensiale kan illustrere problemets alvorlige karakter. Således har von Westernhagen et al. (1981) observert at redusert overlevelse av skrubbeyngel sammenfalt med PCB-konsentrasjoner i ovarier på mer enn 120 µg/kg friskvekt. Et tilsvarende resultat fikk Hansen et al. (1985) ved undersøkelser hos sild, der redusert klekking var korrelert til mer enn 120 µg/kg PCB og >18 µg/kg DDE i ovariene (sannsynligvis additiv effekt). I samme forbindelse kan nevnes resultatene til Freeman et al. (1982), som kunne indikere skade hos torsk ved inntak av føde forurenset med PCB i konsentrasjoner som i ekstreme tilfeller vel kan påtreffes i naturen (1 mg/kg friskvekt). Imidlertid var det ikke mulig å knytte denne type observerte skader i levervev statistisk til nivåene av klororganiske forbindelser (PCB o.a.) i torsk fra naturlige bestander (Freeman et al. 1983).

Verdensomspennende spredning av disse stoffene via atmosfæren er dokumentert både direkte (f.eks. Atlas og Giam, 1981) og indirekte (bl.a. Ballschmiter og Zell, 1980). I prinsippet eksisterer det således "bakgrunnsnivåer" som gjenspeiler forskjellige grader av diffus belastning.

#### 4. OPPTAK, UTSKILLELSE, AKKUMULERING OG OPPHOLDSTID I FISK

For de fleste akvatiske organismer med gjeller synes opptak direkte fra vann å være viktigst (se bl.a. Olsson, 1982 og Landner et al., 1982 med referanser). Forholdet mellom konsentrasjonen i organismer og vannet (biokonsentrasjonsfaktor, BKF) styres da ved en enkel fysikalsk/kjemisk fordelingsprosess mellom fett i organismen og vann. Når dette er den dominerende opptaksvei, vil det på fettbasis ikke være noen biomagnifikasjon (økende konsentrasjon jo høyere ledd i næringskjeden).

Eksempler på manglende indikasjoner på biomagnifikasjon opp til rovfisk finnes f.eks. i resultatene til Harvey et al. (1974), og Schneider (1982).

Prinsippielt annerledes er det når inntaket vesentlig kommer via føden, (kfr. f.eks. vitnesbyrd om biomagnifikasjon av DDT-derivater og PCB fra fisk til fugl hos Jansson et al., 1979 og Nisbet og Reynolds, 1984). I et par svenske undersøkelser manglet derimot indikasjoner på biomagnifikasjon for klorerte terpenener og naftalener (Jansson et al., 1979, 1984).

Imidlertid kan også hos fisk opptak fra næring spille en betydelig rolle (kfr. Landner et al., 1982 med referanser og bl.a. Boon og Duinker, 1985). Larsson (1983) og Rubinstein et al. (1984) konstaterte også opptak via føden, samt at direkte kontakt med forurenset sediment kan spille en betydelig rolle. For referanser til eksempler som indikerer biomagnifikasjon opp til fisk, se Ernst (1984), som også refererer data vedrørende konsentrasjonsfaktorer.

Akkumuleringspotensialet for klororganiske forbindelser har i stor grad latt seg korrelere til fordelingskoeffisienten n-oktanol:vann (Ernst, 1980; Gossett et al., 1983). Imidlertid er dette både avhengig av næringens andel av opptaket og av molekylstruktur (Muir et al., 1985). Bl.a. i studier med klorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner har kloratomenes antall og plassering vist seg å ha betydning (Kuehl et al., 1986; Opperhuizen et al., 1986). Følgen er at det for disse stoffer blir mindre god sammenheng mellom biokonsentrasjonsfaktoren og n-oktanol:vann koeffisienten (Adams et al., 1986; Gobas et al., 1986). Heller ikke for klorerte naftalener og parafiner har n-oktanol:vann koeffisienten vist seg å være et konsekvent pålitelig prognoseverktøy (Opperhuizen et al., 1985; Renberg et al., 1986).

Det er også indikasjoner på at tilstedeværelsen av humus og annet oppløst organisk stoff kan redusere biotilgjengeligheten av klororganiske forbindelser ved opptak fra vann (Muir et al., 1985; Carlberg et al., 1986).

Om nedbrytning ved mixed function oxidase (MFO-systemet) og utskillel- sesveier er det en stor litteratur som ikke kan berøres her. Netto- resultatene av ulike utskillellesmekanismer har imidlertid betydelig praktisk interesse mht. hva som kan oppnås, og hvor fort, når belast- ningen reduseres.

Eksempelvis fant Wells og Cowan (1984) en biologisk halveringstid for dieldrin i filet/lever av abbor, ørret og gjedde på 1/2-3/4 år, mens Skåre et al. (1985) antyder størrelsesordenen 5 år for DDT med ned- brytningsprodukter i lever av kolje og torsk (kortere i vev med lavere fettinnhold). Bl.a. på grunn av den bare gradvis synkende belastning under naturlige forhold, vil biologisk halveringstid i naturen som oftest være lengre enn det som registreres ved laboratoriestudier (kfr. f.eks. 60-70 og 90-120 dagers halveringstid for hhv. heksaklor- benzen og oktaklorstyren i regnbueørret, Norheim og Roald, 1985).

I dyphavsmiljøer tyder enkelte undersøkelser på ekstremt langvarig sirkulasjon (lite nedbrytning) og dermed fare for økende konsentrasjo- ner i fisk ved stadige tilførsler. Således registrerte både Barber og Warlen (1979) og Krämer et al. (1984) bemerkelsesverdig høye konsent- rasjoner av DDT i dypvannsarter (også høyt PCB-innhold ifølge Krämer et al.)

Ulike mekanismer for opplagsnæring vil kunne medføre forskjellige bio- konsentrasjonsfaktorer i ulike organer (Boon og Duinker, 1985), foruten at hovedlageret av fettløselige fremmedstoffer blir arts- avhengig (f.eks. muskulaturen hos ørret, lever hos torsk, kfr. Ingebrigtsen og Solbakken, 1985).

## 5. VARIASJONSFAKTORER VED REGISTRERING AV KONSENTRASJONER

Innflytelsen av forskjellige naturlige faktorer som forårsaker varierende konsentrasjoner over tid selv ved en gitt belastning, kan her bare behandles summarisk. Det er imidlertid verd å merke seg at betydelige sesongvariasjoner kan forekomme i belastningen, og at man kan få store utslag på konsentrasjonene som følge av dette, kanskje særlig i ferskvannsføremåter med liten oppholdstid på vannet, kfr. Olsson et al., 1978). Eksempel på sesongvariasjon i innhold av DDT og PCB uten at det kunne forklares ved forskjellig belastning er bl.a. rapportert av Edgren et al. (1981).

Resultatene til Edgren et al. (1981) tydet også på høyere grad av akkumulering ved forhøyet temperatur.

Individuelle variasjoner omkring og over en størrelsesorden (10-potens) er dokumentert i en lang rekke undersøkelser (se f.eks. Lunde, 1980; Savinova et al., 1981; von Westernhagen et al., 1981; Wickström et al., 1981; Freeman et al., 1984; Huschenbeth, 1985; Skåre et al., 1985). Det er eksempler på at så betydelige variasjoner kan opptre selv ved konsentrasjoner på fettbasis (Hansen et al., 1985).

Selv om forskjeller i fettinnhold i mange tilfeller synes å være mest avgjørende for de nivåvariasjoner som registreres (se f.eks. Schneider 1982), er det flere kompliserende faktorer. Eksempler på dette er stoffomsetning og fysiologisk tilstand/kondisjon (Boon, 1985; Boon og Duinker, 1985), forurensningshistorikk, alder, lengde/vekt og fødevalg (se bl.a. Perttilä et al., 1982; Falandysz, 1983; Kruse og Krüger, 1984; Skåre et al., 1985, med vekt på delvis forskjellige av de her nevnte faktorer).

De praktiske konklusjoner som foreløpig kan trekkes ut av dette er at usikkerheter må søkes redusert ved å

- analysere et tilstrekkelig antall individer som er lengdemålt og veid, eventuelt også kjønns- og aldersbestemt.
- angi konsentrasjonene på fettbasis eller i det minste måle fettprosenten.

Disse forholdsregler er særlig påkrevet ved regionale oversiktsundersøkelser og registrering av utviklingen over tid. I tillegg kan påpekes den sannsynlige betydning av at man analyserer på samme fettfraksjon (dvs. fett uten innslag av fosfolipider, kfr. Schneider,



1982).

Det er også rimelig å anta forskjell mellom ulike arters akkumuleringsegenskaper pga. forskjeller mht. enzymutrustning, mekanisme for opplagsnæring, atferd og fødevalg o.a.

Siden det er innført restriksjoner på bruken av flere av de mest aktuelle stoffene og stoffgruppene, må det også forventes en tendens til nedgang med tiden, ikke bare i de hardt belastede områdene (kfr. eksempler vedrørende pesticider nevnt av Holden 1987 og kap. 8/10), men også i farvann med bare liten eller moderat diffus belastning.

## 6. GRENSEVERDIER FOR KLORORGANISKE STOFFER I SJØMAT

Norske helsemyndigheter opererer foreløpig ikke med grenseverdier for klororganiske stoffer i spiselige akvatiske organismer, men anvender skjønn på de enkelte tilfeller (Underdal et al., 1981; Dybing og Underdal, 1981).

De nedenfor refererte grenseverdier som benyttes i andre land skal derfor mest tjene som en referanse og problemskalering ved jevnføring med de observerte nivåer som refereres i senere kapitler. Alle konsentrasjonene er på friskvektsbasis.

### PCB

Sverige: 2 mg/kg. (5 mg/kg i laks og fiskelever, Anon., 1983; Andersson et al., 1984).

USA, Canada: 2 mg/kg (Dybing og Underdal, 1981, tidligere 5 mg/kg, kfr. NAS, 1979).

### ΣDDT (DDT+DDD+DDE)

USA: 5 mg/kg (Smokler et al., 1979).

Sverige: 5 mg/kg (Anon., 1983; Andersson et al., 1984).

Danmark: 2 (lever 5) mg/kg (Statens levnedsmiddelinstituts bekendtgørelse nr. 553, 9/11 1984).

Vest-Tyskland: 2 (3.5 i ål og laks) mg/kg (Binnemann et al., 1983).

### HCH-(Lindan, øvrige isomere)

Sverige: 0.2 mg/kg ( $\alpha+\beta+\gamma$ , Anon., 1983; Andersson et al., op.cit.).

Vest-Tyskland: 0.2/0.05 mg/kg (Hhv. Lindan og sum av øvrige isomere, Luckas og Lorenzen, 1981; Binnemann et al., 1983).

### Aldrin/dieldrin

Hhv. 0.1 og 0.05 mg/kg i Sverige og Vest-Tyskland (Anon., 1983; Andersson et al., op.cit. og Luckas og Lorenzen, op.cit.).

### HCB (Heksaklorbenzen)

Hhv. 0.2 og 0.05 mg/kg i Sverige og Vest-Tyskland (Anon. 1983, Luckas og Lorenzen op. cit.)

I tillegg kan nevnes at det i Øst-Tyskland har vært brukt en grense på 1 mg/kg PCB i fiskefilet og 5 mg/kg for PCB + ΣDDT i fiskelever (Luckas et al., 1980).

Det fremgår av Dybing og Underdal (1981) at det i PCB-grensen på 2 mg/kg fra Food and Drug Administration i USA anses være lagt inn en betydelig sikkerhetsmargin. Hvor stor denne bør være for andre slike stoffer synes det å råde usikkerhet om, bedømt etter ulike lands forskjelligartede vurdering. Av de observasjoner som senere refereres fremgår at bedømmelsen av slike spørsmål kan ha betydelige konsekvenser for fiskerinæringen i enkelte land (mht. restriksjoner på salg av fisk fra utsatte havområder).

Det kan også nevnes at for 2.3.7.8 tetraklordibenzodioksin, som er ekstremt giftige overfor ømfintlige organismer (mennesker ikke blant disse, kfr. Hutzinger et al., 1985; Smuckler, 1985) er det foreslått en så lav øvre grense for livslangt daglig inntak som 1-10 pg/kg kroppsvekt (Birmingham et al. 1986, Bjørnstad 1986).

## 7. PCB (POLYKLORETE BIFENYLER)

Denne gruppen av stoffer hadde tidligere vid anvendelse som isolerende, flammebestandig olje i transformatorer, kondensatorer og kabler, som tilsetning i hydrauliske oljer og maling, og som mykner i plast. Etter oppdagelse av skadevirkningene og den vidstrakte spredningen er det i de fleste industrialiserte land både restriksjoner på bruk (vesentlig i lukkede systemer) og i prinsippet kontroll med disponeringen av PCB-holdig avfall. Ikke desto mindre synes det fremdeles å være en så betydelig diffus tilførsel at nivået i utsatte akvatiske miljøer bare synker langsomt.

Gruppen PCB består av et stort antall stoffer med ulik grad av klorering og molekylær bygning (dvs. plassering av kloratomer). Dette medfører også ulike fysisk/kjemiske og biologiske egenskaper. De stoffblandinger som tilføres omgivelsene forandrer profil (dvs. kvalitativ og kvantitativ sammensetning) med tiden pga. blant annet forskjellig grad av nedbrytning.

Å identifisere og mengdebestemme denne stoffblanding i ulike medier (vann, sedimenter, organismer), byr på analysetekniske og teoretiske problemer som gjør at sammenligning av resultatene fra ulike laboratorier i noen grad er usikker. For å øke sammenlignbarheten gjenstår fremdeles mye arbeid med standardisering både av analyseteknikk og beregningsmetode ved mengdebestemmelsene. For nærmere redegjørelse om disse forhold må henvises til egne drøftelser (se f.eks. Rappe og Buser, 1980; Ballschmiter og Zell, 1980; Ballschmiter et al., 1981; Holden et al., 1983; Duinker og Hillebrand, 1983; Tuinstra et al., 1983; ICES, 1986).

De refererte registreringer er sammenstilt i appendikstabellene A1 (torsk), A2 (skrubbe), A3 (sild), A4 (rødspette), A5 (ål), A6 (diverse marine arter), og A7 (ferskvannsararter).

Med de forbehold som er nevnt foran, kan det angis typiske PCB-konsentrasjoner for fisk fra områder med liten til moderat diffus belastning som vist i tabell 1. Best grunnlag for å angi slike verdier finnes for torsk.

Tabell 1. Vanlig forekommende nivåer av PCB i fisk fra lite/moderat belastede områder, mg/kg. Særlig usikre konklusjoner markert med ?

Table 1. Commonly occurring PCB concentrations in fish from localities with assumed low/moderate diffuse loading, mg/kg.

ARTER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	<0.01-0.02	<1-2(3?)	<1-3(5?)	<2-5(10?)
Skrubbe ( <i>Platichthys flesus</i> )	<0.01-0.02	<1-2(5?)	<0.1-0.3?	<1-2(3?)
Sild ( <i>Clupea harengus</i> )	<0.1-0.2	<0.5-2(3?)	<0.1-0.3?	<1-3(5?)
Rødspette ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	0.01-0.03?	<1-5?	0.1-1?	<1-3?
Ål ( <i>Anguilla anguilla</i> )	<0.2-0.5?	<2-5?		
Gjedde ( <i>Esox lucius</i> )	<0.03-0.05	<1-5(10?)	<0.5?	<1-5?
Div. laksefisk (ferskv.)	<0.1-0.2?	<1-5?		

For de øvrige arter er det fåtallige observasjoner (kfr. tabellene A6 og A7). Mht. PCB-innholdet i filet av magre saltvansarter, kan sannsynligvis angivelsene for torsk tjene som en pekepinn.

De verdier som er angitt i tabellen ovenfor kan sammenlignes med de retningslinjer som benyttes innen Joint Monitoring Programme under Oslo/Paris-kommisjonen for å bedømme PCB-nivåer (Franklin, 1987):

"Kontamineringsnivå"	Konsentrasjon i mg/kg friskvekt		
	Fiskefilet	Torskelever	Skrubbelever
Lavt	<0.01	<2	<0.5
Middels	0.01-0.05	2-5	0.1-1
"Høyt"	>0.05	>5	>1

For filet av mager fisk gir dette godt samsvar med tabell 1, likeledes for lever av torsk, mens "lavt" i skrubbelever ligger noe høyere etter retningslinjene innen JMP enn det som er antydnet i tabell 1. (Retningslinjene synes ikke å ha tatt i betraktning hva som kan forventes i filet av fet fisk som sild, makrell og brisling).

Av appendikstabellene vil man se at det i flere tilfeller er registrert betydelig høyere konsentrasjoner enn de som er oppført i tabell 1, også i fisk fra områder som man i utgangspunktet ville anta

å være moderat belastet. Slike "avvikende" verdier kan mao. opptre sporadisk.

Av tabell A7 fremgår at det i Norge mangler ajourførte opplysninger om PCB i ferskvannsfisk. Slike data er særlig savnet fra områder som er sterkt belastet med forurenset nedbør.

Det har vært lite konkret å finne om utviklingstendenser mht. PCB i fisk fra moderat belastede farvann. Falandysz (1985a,b,c og 1986a,b,c) er enten forsiktig med å trekke bestemte konklusjoner om PCB-trenden i Østersjøfisk eller nevner at tendensen til minskning har vært langsommere og mindre tydelig enn for DDT's vedkommende. Frankin (1987) påpeker at PCB-nivået i lever av fisk fra den sydlige del av Nordsjøen (og et par forurensete estuarer i Storbritannia) hadde avtatt mellom 1975 og 1983-84. Imidlertid viser materialet - særlig torskelever - delvis betydelige og uregelmessige svingninger. En gjennomgåelse av data 1972-1979 fra ICES' Coordinated Monitoring Program ga som konklusjon at det var "no clear evidence of any overall decline" i fisks PCB-innhold (ICES 1984).

## 8. DDT MED NEDBRYTNINGSPRODUKTER

DDT (diklordifenyltrikloretan) var tidligere meget benyttet som insektbekjempningsmiddel, men bruken ble fra tidlig på 1970-tallet belagt med sterke restriksjoner i de fleste industrialiserte land. I Norge benyttet stoffet bare til dypping av granplanter, og det kan gås ut fra at den vesentlige belastning skjer ved lufttransport.

DDT er bestandig i naturen, men brytes langsomt ned til det enda mer bestandige DDE og DDD (=TDE). Forholdet mellom DDT og DDE (det mest bestandige av nedbrytningsproduktene), kan alene eller sammen med  $\Sigma$ DDT bl.a. benyttes til å bedømme utviklingen over tid i belastning med DDT og tiden som kreves til nedbrytning av morsubstansen (se bl.a. Schmitt et al. 1981).

For generelle opplysninger om DDT og dets nedbrytningsprodukter kan henvises til en monografi fra Verdens Helseorganisasjon (WHO 1979).

I de fleste tilfeller analyseres det på både DDT og de to stoffskifteproduktene. I grunnlagstabellene A8-A14 opereres det derfor med  $\Sigma$ DDT (DDT + DDE + DDD, i det overveiende antall tilfelle bare p,p-isomere). I en del undersøkelser inngår bare DDE. Disse observasjonene er tatt med i noter til grunnlagstabellene.

De forsøksvise konklusjoner mht. øvre grense for konsentrasjonen av  $\Sigma$ DDT i fisk fanget i områder med liten til moderat diffus belastning er stilt sammen i tabell 2. De generelle forbehold om usikkerheter som fremgår av innledningskapitlene gjelder i like høy grad for  $\Sigma$ DDT som for PCB. Selv om det i prinsippet er enklere å kvantifisere DDT, er konsentrasjonene lavere og har (antagelig) også vært raskere avtagende i en periode etter innføring av strenge restriksjoner. Lave konsentrasjoner ned mot deteksjonsgrensen gjør angivelse av konsentrasjoner i lite fettholdig vev spesielt usikker. Det kan også virke som om denne usikkerhet særlig gir utslag ved omregning til fettbasis, idet DDT-konsentrasjonene i filet på fettbasis kan synes å komme ut uforholdsmessig høyt (sammenlignet med PCB, kfr. tabell 2 med tabell 1).

Tabell 2. Vanlig forekommende konsentrasjoner av  $\Sigma$ DDT (DDT+DDE+DDD) i fisk fra lite/moderat belastede områder, mg/kg. Særlig usikre konklusjoner markert med ?

Table 2. Commonly occurring concentrations of  $\Sigma$ DDT in fish from localities with assumed low/moderate diffuse loading, mg/kg.

ARTER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	<0.001-0.005	<0.5-1(2?)	<0.1-0.5(1?)	<0.2-1(2?)
Skrubbe ( <i>Platichthys flesus</i> )	<0.001-0.01?	<1-2?	<0.1-0.2?	<1-2?
Sild ( <i>Clupea harengus</i> )	<0.01-0.05	<0.1-1	?(tab. A10)	?(tab. A10)
Rødspette ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	<0.001-0.005	<0.5-2	<0.02-0.2	<0.5-1?
Øvrige magre marine arter	<0.001-0.005?	<0.1-1	?(tab. A13)	<0.5-1(2)
Gjedde ( <i>Esox lucius</i> )	<0.005-0.01	<0.5-2?	<0.1-0.3?	<0.5-2?
Laksefisk (ferskv.)	<0.01-0.05	<0.5-2	?(tab. A14)	?(tab. A14)

I flere undersøkelser har man kunnet påvise positiv effekt av restriksjoner på bruk av DDT i form av synkende DDT-rester i fisk over en periode (Luckas et al. 1980b, Kruse og Krüger 1981, Schmitt et al. 1981, Murray og Portmann 1982, Richard og Dulley 1983, ICES 1984, Falandysz 1984a, 1985a,c, Miettinen et al. 1985, Skåre et al. 1985, Franklin 1987, Holden 1987 med ref.).

Et annet vitnesbyrd om avtagende belastning med DDT fås ved økende relativ andel med nedbrytningsproduktene DDE og DDD jevnført med DDT (se f.eks. Vuorinen et al. 1985, Falandysz 1986c).

I likhet med for PCB mangler det i Norge oppdaterte opplysninger om  $\Sigma$ DDTs regionale forekomst i ferskvannsfisk.

I vurderingen av DDT bør det også trekkes inn et par oppsiktsvekkende høye konsentrasjoner som er observert i dypvannsfisk (se nærmere i kap. 16.2).



## 9. LINDAN OG ANDRE HEKSAKLORSYKLOHEKSANER

Heksaklorsykloheksaner (HCH) omfatter flere isomere, der  $\gamma$ -HCH (lindan, gammexan) - er den mest aktive substans i handelsvaren, som brukes mot insekter. Andre betegnelser på heksaklorsykloheksan er heksaklor og det misvisende benzenheksaklorid (BHC). Utenom lindan er  $\alpha$ - og  $\beta$ -isomerer de meste aktuelle, mens  $\delta$ -HCH sjelden påvises. Handelsvarer av HCH har en varierende sammensetning der andelen lindan kan være 15-45% (IARC 1979). Både den kommersielle blandingen og lindan er påvist å være kreftfremkallende hos mus (IARC 1979).

Gruppen regnes som mindre persistent og bioakkumulerende enn DDT med derivater (Murty 1986).

Lindan er tillatt i Norge og brukes bl.a. mot barkbiller i tømmeropplag.

Analyseresultatene som foreligger omfatter registrering av en eller flere isomere. De følgende tabelloversikter er begrenset til undersøkelser der minst to av disse er kvantifisert. Opplysning om hva  $\Sigma$ HCH omfatter er gitt i noter til tabellene. I en del tilfeller er det sist i notene inkludert data fra norske undersøkelser der bare konsentrasjonen av lindan er bestemt.

For generelle opplysninger om fysisk/kjemiske egenskaper, forekomst, kreftfremkallende egenskaper o.a. vises til IARC (1979).

De innsamlede grunnlagsdata om  $\Sigma$ HCH i fisk er stilt sammen i appendikstabellene A15-A18. Tentative konklusjoner mht. bakgrunnsnivåer i områder med liten/moderat belastning er gitt i tabell 3 nedenfor. Dataunderlaget er generelt sett mindre enn for PCB og DDT. En ytterligere usikkerhet skyldes at i de fleste tilfeller er bare to av de tre mest utbredte isomere blitt kvantifisert. Av notene til appendikstabellene fremgår forøvrig at det er meget varierende hvilke av de isomere som har opptrått i høyest konsentrasjon. Til dels gjelder dette for samme type materiale innsamlet til ulik tid i samme område (se f.eks. Falandysz 1984a/1985b og Falandysz 1986b,c, tabell A15) eller innen deler av et mindre havområde (Büther 1987, note til tabell A17). I likhet med for DDT må særlig angivelsene av konsentrasjonene på fettbasis i filet av mager fisk betraktes som usikre. For enkeltarter av ferskvannsfisk er det bemerkelsesverdig få undersøkelser og konklusjoner har bare latt seg antyde for gruppen laksefisk.

Tabell 3. Vanlig forekommende konsentrasjoner av  $\Sigma$ HCH i fisk fra lite/moderat belastede områder, mg/kg. Særlig usikre konklusjoner markert med ?

Table 3. Commonly occurring concentrations of  $\Sigma$ HCH in fish from localities with assumed low/moderate diffuse loading, mg/kg.

ARTER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	<0.002(0.003?)	<0.2-0.5?	<0.05(0.1?)	<0.1(0.2?)
Sild ( <i>Clupea harengus</i> )	<0.01-0.02	<0.1-0.2	<0.005-0.01?	<0.1-0.2?
Laksefisk (ferskvann)	<0.005-0.02?	<0.05-0.2?		

For mager marin fisk (tabell A16, A17) kan tilføyes at de observerte konsentrasjoner i filet har vært omtrent som i torsk.

Med noen få unntak er det i Norge ikke gjort undersøkelser av  $\Sigma$ HCH i fisk. Mangelen er særlig påtagelig i ferskvann, særlig i de tilfeller da det er punktkildebelastning fra tømmeropplag sprøytet med lindan.

## 10. DIVERSE PESTICIDER

En rekke klorerte organiske forbindelser har vært brukt som bekjempningsmidler overfor skadeorganismer i landbruk og skogbruk; delvis også i industrielle prosesser (mot begroing, råtesopp, møll, etc.). I dette kapittel behandles bare et utvalg av slike som:

- har vist seg å være bestandige i naturen
- har utpreget tendens til å opphopes i organismer og
- er relevante for norske forhold

For heksaklorbenzen (HCB) henvises til kap. 11.1. En generell oversikt vedrørende bl.a. klororganiske pesticider kan finnes hos Wachtmeister og Sundström (1979).

### 10.1. Aldrin, dieldrin og endrin

Alle disse er forbudt i Norge (fra 1971), og vel i de fleste europeiske land. Tilførslene skjer mao. vesentlig via atmosfæren og havstrømmer. (Dieldrin kan dertil finnes på importerte ullvarer - møllmiddel). Aldrin brytes ned til det mer persistente dieldrin (Connell og Miller 1984, Ferreira og Castro 1986), som må antas å være av størst interesse blant de tre. For aldrin og endrin synes det dertil å være så få data at det er vanskelig å sette dem inn i rapportens sammenheng.

De refererte opplysninger om dieldrin er sammenstilt i appendix-tabellene A19 (torsk), A20 (rødspette, sild, skrubbe, ål), A21 (diverse saltvannsarter) og A22 (ferskvannsfisk) mens de fåtallige opplysningene om aldrin og endrin fremgår av tabell A23 og A24. Konklusjonene fra dette materialet ses av tabellen nedenfor. De begrenser seg til dieldrin, idet registreringene av aldrin og endrin både er fåtallige og spredt på flere arter. I likhet med for  $\Sigma$ DDT og  $\Sigma$ HCH er det påkrevet å være oppmerksom på den særlige grad av usikkerhet som knytter seg til angivelsene av konsentrasjoner på fettbasis i filet (pga. dieldrinforekomst nær deteksjonsgrensen og ofte lav fettprosent). De øvre grensene i de angitte intervaller kan være mindre aktuelle for norske forhold på bakgrunn av at belastningen sannsynligvis utelukkende skjer ved langtransport.

Tabell 4. Vanlig forekommende nivåer av dieldrin i fisk fra lite til moderat belastede områder, mg/kg ferskvekt. Særlig usikre konklusjoner markert med ?

Table 4. Commonly occurring concentrations of dieldrin in fish from localities with assumed low/moderate diffuse loading, mg/kg wet weight.

ARTER	FILET		LEVER	
	mg/kg ferskvekt	mg/kg fett	mg/kg ferskvekt	mg/kg fett
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	<0.0005-0.001	<0.1-0.3?	<0.02-0.05	<0.05-0.1(0.2?)
Sild ( <i>Clupea harengus</i> )	<0.005-0.01	<0.1-0.3?	<0.005-0.01?	<0.1-0.2?
Rødspette ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	<0.001-0.005	<0.1-0.5?	<0.01-0.03?	<0.1-0.3?
Ferskvannsarter	<0.001?			

Etter forbud mot eller begrensninger på bruken av dieldrin, har man flere steder kunnet konstatere markert nedgang i forekomsten i fisk. Dette gjelder særlig i resipienter for punktkilder (Andersson et al. 1984, Wells og Cowan 1984), men også i fisk fra områder der det overveiende har vært diffus belastning (Murray og Portmann 1982, Franklin 1987).

#### 10.2. Toxafen (klorerte terpener)

Toxaphene er handelsbetegnelsen på et insektbekjempningsmiddel bestående av en kompleks blanding av klorerte terpener (mest camfener, derav betegnelsen Camphechlor).

Vel hundre komponenter er separert fra Toxaphene, mens et teoretiske antall isomerider løper opp i tusener (Jansson 1982). Identifikasjon og karakteristikk av enkeltstoffer, samt kvantifisering er dermed både teoretisk komplisert og arbeidskrevende (Jansson et al. 1979). Interferens fra andre stoffer og overlappning i gasskromatogrammene er hovedårsaker til disse problemer (se også Jansson og Wideqvist 1983).

Toxafen har vært i bruk i USA siden 1940-årene og kan, ved siden av sine persistente og akkumulerende egenskaper, ha høy akutt giftighet overfor fisk (Musial og Uthe 1983). Toxafen er fremdeles i utstrakt bruk, selv om restriksjoner har medført minskende anvendelse i de senere år. Generelle opplysninger finnes i rapporter fra IARC (1979)

og WHO (1984c).

På grunnlag av dyreforsøk anbefaler IARC (1979) å betrakte toxaphen som potensielt kreftfremkallende også overfor mennesker.

Toxafen benyttes ikke i Norge, og heller ikke i Sverige eller Finland (Jansson 1982, Wickström et al. 1981). Tilførselen må således overveiende skje gjennom atmosfæren (Jansson et al. 1979) og havstrømmer (Stoffgruppen har bl.a. vært brukt i Sovjetsamveldet og ØstTyskland i følge Wickström et al. op.cit.). Indikasjoner på betydelig atmosfærisk transport finnes også fra det føderale overvåkingsprogram i USA (Schmitt et al. 1981).

De analysetekniske problemer og vanskelighetene med en pålitelig kvantifisering er formodentlig hovedgrunnen til at det fremdeles er meget sparsomt med data om nivåer i fisk. Resultatene fra de arbeider som er funnet ved litteraturgjennomgåelsen er sammenstilt både for saltvannsfisk og ferskvannsarter i appendikstabell A25.

Det lave antall undersøkelser gir ikke grunnlag for å indikere bakgrunnsnivåer i områder med "liten til moderat" diffus belastning. De registrerte toxafennivåene i filet av fisk spenner over intervallet 0.2-13 mg/kg på fettbasis (Jansson et al. 1979, Jansson og Wideqvist 1983, Musial og Uthe 1983, Carlberg og Bøler 1985). Dette er i samme størrelsesorden som PCB opptrer (kfr. tabell 1).

Toxafennivået i fisk fra Norge er ikke undersøkt. I betraktning av de nivåer som er målt i Sverige, og at deler av vårt land er betydelig utsatt for forurenset nedbør, synes regionale observasjoner å være ønskelig.

### 10.3. Chlordan, heptaklor og heptaklorepoksid

Chlordan er et insekticid bestående av en rekke polykloreerte cyclodiener, dvs. beslektet med aldrin/endrinn, etc. I denne blandingen utgjør et mindre antall stoffer mer enn 60% (Jansson 1982):

- heptaklor
- $\alpha$ -chlordan (=trans-chlordan)
- $\gamma$ -chlordan (=cis-chlordan)
- trans-nonaklor.

I tillegg kommer bl.a. vel 20% chlordanisomere (IARC 1979). WHO (1984a) angir at teknisk chlordan inneholder omkring 65% klor. Om

bruk, karakterisering, etc. henvises til IARC (1979) og WHO (1984a).

På grunn av sin bestandighet (WHO 1984a), og globale spredning (se bl.a. Atlas og Giam 1981) er det i flere land innført restriksjoner på bruken av chlordan (WHO 1984a). I Skandinavia synes det ikke lenger å være i bruk (Wachtmeister og Sundstrøm 1979, Jansson 1982).

Chlordan anses moderat toksisk overfor de fleste organismer, og det samme gjelder nedbrytningsproduktene, unntatt oxychlordan (WHO 1984a). Imidlertid refererer Birge et al. (1981) resultater med reproduksjonsstudier hos fisk som antyder at sikre konsentrasjoner ligger under 1 µg/l.

Biologisk halveringstid hos fisk har vært målt til 1-4 måneder (kfr. referanser hos Niimi 1983), dvs. omtrent i samme størrelsesorden som heksaklorbenzen (Norheim og Roald 1985).

Heptaklor har vært benyttet til insektbekjempning mer eller mindre som rensesubstans. Stoffet behandles her pga. sin tilhørighet til chlordan, men har ofte vært gjenstand for registrering alene, eventuelt i form av nedbrytningsproduktet heptaklorepoxyd. Heller ikke heptaklor anvendes i Norge. For nærmerer opplysninger om heptaklors og epoksidets egenskaper etc., kan henvises til IARC (1979) og WHO (1984b).

Også kvantifisering av chlordan byr på metodiske problemer (Schmitt et al. 1981), og angivelsene for "chlordan" er ikke uten videre fullt sammenlignbare. Disse vanskeligheter er ikke vurdert kritisk eller i detalj her.

Tilveiebragte informasjonen om nivåer av "sum chlordan" i fisk er sammenstilt i tabellene A26 (saltvannsarter) og A27 (ferskvannsarter). Dataene refererer seg enten til de konsentrasjoner som forfatterne har angitt for "chlordan" eller til en sum beregnet her. I sistnevnte tilfelle dreier det seg om summen av minst tre av ovennevnte fire hovedkomponenter. Eventuelt er nedbrytningsproduktene oxychlordan og/eller heptaklorepoxyd inkludert. (Kfr. noter til tabellreferansene).

Registreringene av heptaklor og/eller heptaklorepoxyd er samlet i tabell A28 (delvis overlapping med tabellene A26-A27).

Relativt få undersøkelser spredd over mange arter, store individuelle variasjoner, ikke fullt sammenlignbare analyse- og kvantifiseringsmetoder, samt enkelte tilfeller av bemerkelsesverdig høye konsentrasjoner, gjør at det foreløpig er særdeles usikkert å antyde bakgrunns-

nivåer. De sammentrukne dataene fra appendikstabellene 26-27 i tabell 5 nedenfor er derfor gitt en annen form enn i de foregående oppsummeringstabellene, og må tas med enda sterkere forbehold. Oppsummeringen begrenser seg til data på friskvektsbasis fordi det i første omgang antas å være dette som har størst interesse.

Tabell 5. Antydningvisse konklusjoner om vanlig forekommende konsentrasjoner av chlordan i fisk fra lite/moderat belastede områder, mg/kg friskvekt.

Table 5. Tentative conclusion with respect to commonly occurring concentrations of chlordan in marine fish and salmonids from localities with low/moderate diffuse loading, mg/kg wet weight.

ARTER	FILET	LEVER
Saltvannsfisk	<0.01-0.02? <sup>1</sup>	<0.1-0.3? <sup>2</sup>
Laksefisk	<0.02-0.05?	

<sup>1</sup> Bare målt i fet fisk. (Only fat fish)

<sup>2</sup> Torsk og kolje (Cod and haddock)

Av tabellene A26-A27 ses at ved de foreløpige registreringene synes konsentrasjonene på fettbasis å ha ligget bemerkelsesverdig høyere i ferskvannsfisk enn i marine arter; dvs. nesten i samme størrelsesorden som ΣDDT.

Bortsett fra i et par undersøkelser (Skåre et al. 1985, Abdullah et al. 1986) finnes ikke observasjoner av chlordan fra norske vannforekomster. Særlig resultatene fra analysene av Oslofjordtorsk (Abdullah et al. 1986) aktualiserer en oppfølging.

## 11. KLOERTE BENZENER OG STYRENER

Begge disse grupper omfatter en rekke stoffer med ulike kloreringsgrad. Det mest kjente av stoffene som hører til her er heksaklorbenzen (HCB) og blant styrenene oktaklorstyren (OCS). Disse peker seg ut pga. lignende egenskaper som PCB, DDT og andre mht. bestandighet i omgivelsene, tendens til akkumulering i organismer og risiko for oppkonsentrering langs næringskjeder. Som det fremgår av kap. 6, er HCB i helsemessig sammenheng betraktet som mer risikabel enn PCB og DDT.

Andre klorerte benzener og styrener har enten mindre tendens til bioakkumulering eller mindre utbredelse (eller har i hvert fall blitt oppfattet med mindre interesse). Utover HCB og OCS er det her bare referert et fåtall data om pentaklorbenzen (5CB), da det i samsvar med hovedformålet ikke har vært lagt noen vekt på å få med materiale fra områder i nærheten av punktutslipp.

### 11.1. HCB (heksaklorbenzen)

HCB har bl.a. vært brukt som soppdrepende middel på såkorn, til impregnering av treverk, o.a. (IARC 1979), men har formodentlig mest vært spredd ufrivillig ved at forbindelsen oppstår i en rekke industrielle prosesser der klor kommer i kontakt med kull ved forhøyet temperatur (se f.eks. Vogelsang et al. 1986). To større punktkilder av denne art er kjent fra Norge: Falconbridge Nikkelverk ved Kristiansand og Norsk Hydros magnesiumfabrikk ved Frierfjorden. Begge steder har utslippene resultert i advarsel mot å spise fisk, og selv om utslippene nå er betydelig redusert, og konsentrasjonene i fisk avtatt noe, vedvarer helsemessig betenkelig høye konsentrasjoner ennå.

Mer eller mindre diffuse kilder for HCB inkluderer stoffets tilstedeværelse som biprodukt i klororganiske løsningsmidler, klorfenoler og enkelte pesticider (IARC, 1979).

HCB synes også å dannes ved nedbrytning av lindan (Steinwandter 1976, Steinwandter og Schlüter 1978 med ref.), noe som kan ha en viss betydning der lindan brukes til å sprøyte på tømmer.

Øberg og Bergstrøm (1985) fant god sammenheng mellom HCB og forekomst av klorerte dioksiner og dibenzofuraner ved forbrenning av ulike typer materiale (torv, husholdningssøppel, kull, farlig avfall), og foreslo på det grunnlag HCB som en indikatorsubstans for andre klorerte



aromater.

HCB har omlag samme løselighet i vann og viser samme grad av bioakkumulering som PCB og DDT (Ernst 1980 og Brevik 1983 med referanser). Stoffet er tungt nedbrytbart (Laake 1981) og har lang halveringstid i fisk (Norheim og Roald 1985). For generelle opplysninger om kilder, egenskaper, giftighet, etc. kan vises til oversikter av Courtney (1979), IARC (1979), Ottar et al. (1980), Laake (1981) og Brevik (1983).

HCB er blant de stoffer IARC (1979) betrakter som potensielt kreftfremkallende hos mennesker.

Sammenstillingen av refererte HCB-data finnes i appendikstabellene A29 (torsk), A30 (rødspette, sild, skrubbe, ål), A31 (div. saltvannsfisk) og A32 (ferskvannsararter). De foreløpige konklusjoner som kan trekkes ut av appendikstabellene er vist i tabell 6. For enkelte saltvannsararter er underlaget forholdsvis brukbart (dvs. fra 5-10 til omkring 20 referanser), mens det for ferskvannsararterne er færre undersøkelser. De målte konsentrasjonene har ofte vært nær eller under deteksjonsgrensene, og det er mulig at tabellens øvre grense for "normalintervallet" representerer et noe for høyt anslag.

Tabell 6. Vanlig forekommende konsentrasjoner av heksaklorbenzen (HCB) i fisk fra områder med liten/moderat belastning, mg/kg. Særlig usikre angivelser markert med ?

Table 6. Commonly occurring HCB concentrations in fish from localities with assumed low/moderate diffuse loading, mg/kg.

ARTER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	<0.0003-0.0005	<0.05-0.1?	<0.02-0.05	<0.05-0.1
Rødspette ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	<0.0005-0.001	<0.05-0.1	<0.02-0.05?	<0.05-0.1?
Sild ( <i>Clupea harengus</i> )	<0.002-0.005	<0.02-0.1?		<0.05-0.1?
Skrubbe ( <i>Platichthys flesus</i> )	<0.0003-0.0005	<0.05-0.1?	<0.01-0.02?	<0.03-0.05?
Fet laksefisk (ferskv.)	<0.001-0.003?	<0.05-0.1?		
Mager ferskvannsfisk	<0.0005-0.001?	<0.05-0.1?		

Av tabell 6 fremgår at HCB vanligvis har liten (ubetydelig?) andel i totalforekomster av klororganiske forbindelser i fisk. I Norge har man brukbare indikasjoner på hva som er vanlige nivåer i saltvannsararter,

mens datagrunnlaget for ferskvannsfisk er meget tynt. Regionale oversikter i relasjon til belastning med forurenset nedbør mangler.

### 11.2. Oktaklorstyren (OCS)

Oktaklorstyren har aldri vært noen handelsvare (Kaminsky og Hites, 1984). På lignende måte som HCB oppstår OCS ved prosesser der klor og kull kommer i kontakt ved høy temperatur. Samtidig dannes andre klorerte benzener og styrener, men så vidt vites i mindre mengder enn de to hovedsubstansene. De samme norske punktkildene nevnt under omtalen av HCB har medført betydelige utslipp av OCS.

Undersøkelser av fisks omsetning av OCS har vist at forbindelsen har høyt akkumuleringspotensial og synes å skilles langsommere ut enn HCB (Norheim og Roald, 1985). For en del andre opplysninger om OCS (kjemisk struktur, mutagenitet, akutt giftighet, o.a.) kan henvises til Tarkpea et al. (1985) og Ramdahl et al. (1986).

Utenom Norge er det bl.a. større punktkilder med tilførsel til Rhinens bielv Neckar (Kypke-Hutter et al. 1986) og til Ontariosjøen (Kaminsky og Hites 1984). Av data fra bare diffust belastede områder synes det å være sparsomt, og tilgjengelige opplysninger er samlet i tabell A33. Alle disse data er fra Ernst et al. (1984), som synes å være de eneste som refererer tall for OCS-nivået i norske arter av fisk samlet langt fra punktkilder. Det kan imidlertid tilføyes at Kuehl et al. (1981) i homogenat av hel fisk fant 2 µg/kg friskvekt eller mindre i kanadarøye (Salvelinus namaycush) fra Lake Superior og Lake Huron (i nedenforliggende Ontario opp til 28 µg/kg i samme art).

En av årsakene til manglende registrering av "bakgrunnsnivåer" av OCS kan være interferens (ved mindre raffinerte metoder) fra enkelte PCB (Ernst et al. 1984). Man kan imidlertid merke seg at OCS også lå under en deteksjonsgrense på 1 µg/kg friskvekt i ulike arter av fisk fra fjerntliggende farvann (Ernst et al., op.cit.); samsvarende med det refererte resultat for lever av torsk fra Grønland (tabell A33).

At det selv i nærheten av betydelige punktkilder ikke behøver å være mer enn såvidt registrerbart OCS-nivå, fremgår av resultatene til Knutzen og Martinsen (1986), som i filet av skrubbe og sandflyndre og torsk fra ytre Kristiansandsfjorden observerte ned mot 0.1 µg/kg friskvekt.

### 11.3. Andre

Bortsett fra Berge og Hillebrands (1974) registrering av pentaklorbenzen (5CB) i sild, rødspette og torsk fra kysten av Nederland, synes ikke nivåer av klorerte benzener og styrener å være tallfestet utenom i nærområdene til punktkilder (Kuehl et al. 1981, Kypke-Hutte et al. 1986). I filet av unge sild og rødspette fra den markert belastede og halvt innelukkede Waddensjøen observerte Berge og Hillebrand henholdsvis 2.6 og 1.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt av 5CB (80/70  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett) i prøver der det samtidig ble registrert henholdsvis 9.5 og 2.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt av HCB. I torsk fra åpent farvann ble registrert ca. 0.3  $\mu\text{g}$  5CB/kg friskvekt (170  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett). I sild og rødspette fra åpen kyst lå 5CB-konsentrasjonen under deteksjonsgrensen ( $<0.1 \mu\text{g}/\text{kg}$ ?, Berge og Hillebrand 1974).

Mengdebestemmelse av diverse kloralkylbenzener er så vidt vites bare foretatt i forbindelse med et punktutslipp i Kristiansandsfjorden (Knutzen og Martinsen, 1986). En kjemisk/biologisk karakterisering av stoffene herfra er foretatt i et eget forskningsprogram under NTNF (Prosjektutvalg for økotoksikologisk testing 1984, 1985). Resultatene viste bl.a. mutagene egenskaper hos uidentifiserte stoffer innen gruppen, men hverken utpreget grad av bestandighet eller spesielt høyt akkumuleringspotensial.

## 12. KLOERTE DIBENZODIOKSINER (PCDD) OG DIBENZOFURANER (PCDF)

Disse to nær beslektede grupper av stoffer består hver av en rekke forbindelser basert på en 3-rings aromatstruktur med fra 1-8 kloratomer (Buser et al. 1985). I alt er det vel 70 mulige klorerte dioksiner og mer enn 130 klorerte dibenzofuraner (Buser et al. 1985, Bjørnstad 1986). Blant disse er noen ekstremt giftige, særlig et par forbindelser av hver gruppe med 4 eller 5 kloratomer (2,3,7,8-tetraklordibenzo, p-dioksin, (2,3,7,8-TCDD), 2,3,4,7,8-pentaklordibenzo-p-dioksin (2,3,4,7,8 PeCDD) og dibenzofuranene med tilsvarende plassering av kloratomene). Også heksaklorforbindelser med 2,3,7,8 strukturer er sterkt giftige (Rappe et al. 1985). Dødelig dose av 2,3,7,8 TCDD overfor den minst tolerante blant testede arter av pattedyr er omkring 1 µg/kg kroppsvekt (Hutzinger et al. 1985, Smuckler 1985). Imidlertid varierer den akutte giftighet overfor ulike arter i hvert fall 2-3 størrelsesordener, og mennesker synes ikke å være blant de mest ømfintlige.

I en generell redegjørelse om PCDF kan henvises til en monografi av Mitchell et al. (1984). Om giftigheten overfor akvatiske organismer skal her bare nevnes at 2,3,7,8 TCDD også har vist eksempler på ekstrem giftighet (ned mot 0.05-0.1 ng/l overfor en laksefisk, kfr. referanse hos Adams et al. 1986, og Stalling et al. 1986); videre at ømfintligheten hos ulike arter har vist seg svært forskjellig (48-timers akutt-toleranse hos vannloppeart ca. 1000 ng/l i motsetning til effekter på fisk i intervallet 2-10 ng/l, kfr. Adams et al. 1986).

Den høye grad av akutt og kronisk giftighet har medført forslag om at daglig inntak hos mennesker ikke bør overskride 10 pg/kg kroppsvekt pr. dag (Birmingham et al. 1986). Så lave ADI-verdier (Acceptable daily intake) som 1-5 pg/kg kroppsvekt har vært diskutert (Bjørnstad 1986).

Kildene for klorerte dioksiner og dibenzofuraner er mangeartet (kfr. den Berg og Olie 1985, Hutzinger et al. 1985, Weerasinghe og Gross 1985, Bjørnstad 1986): Forurensning i fenoksyeddiksyrer (2,4,5-T, "Agent Orange"), biprodukt ved produksjon av klorerte fenoler, forurensning i PCB (TCDF) og dannelse ved PCB-branner, søppelforbrenning (bl.a. sykehusavfall), bilavgasser, jernverk, forbrenning generelt, samt fotokjemisk fra bl.a. PCB og klorerte benzener.

PCDD og PCDF opptrer i mikroskala i omgivelsene, illustrert ved at totale årlige utslipp til luft av TCDD-ekvivalenter i Sverige er

anslått til i størrelsesordenen 200-400g (Bjørnstad 1986). (Med TCDD-ekvivalenter menes at øvrige PCDD og PCDF er omregnet til det farligste av stoffene ut fra nåværende kjennskap til forholdsmessig giftighet, enzyminduksjon, etc. (kfr. Eadon et al. 1986).

Klorerte dioksiner og dibenzofuraner er blant de persistente klororganiske forbindelser som viser lavere biokonsentrasjonsfaktorer enn forventet ut fra vannløselighet og n-oktanol: vannfordelingskoeffisient (Gobas et al. 1986, referanser hos Adams et al. 1986). Som nevnt antas dette å ha sammenheng med molekylenes romlige fasong. Det er verd å merke seg at fisk synes å ha en tilbøyelighet til særlig å ta opp forbindelser med klor i 2,3,7,8 posisjon (Kuehl et al. 1986, Stalling et al. 1985).

Relativt lavere grad av bioakkumulering kan medvirke til at stoffene spres mindre effektivt, og i en viss motsetning til PCB, DDT, HCB o.l. vil tendere til å konsentreres nær kildene. Foreløpige resultater av en grunnlagsstudie i USA viste liten grad av forekomst utenom steder der man på forhånd kunne mistenke opptreden av dioksiner og dibenzofuraner (Barnes et al. 1986). På den annen side har undersøkelser i Østersjøen (Buser et al. 1985) vist vid spredning, likeledes langs den svenske vestkysten og muligens i Sør-Norge (hhv. upubl. data fra Prof. Chr. Rappe, Umeå universitet og Oehme og Manø 1986).

En del eksempler på data om tetra- og pentaklorforbindelsene med 2,3,7,8- og 2,3,4,7,8-plassering av kloratomene er listet i tabell A34 i appendiks. De fleste av verdiene stammer fra steder nær punktkilder, og det er ikke grunnlag for å trekke konklusjoner om "bakgrunnsnivåer" i bare diffust belastede områder.

Imidlertid kan man merke seg observasjonene i torskefilet fra Nevlungshamn (åpen kyst, 30 km fra punktkilde) der Oehme og Manø (1986) observerte omkring 1 ng/kg friskvekt av 2,3,7,8 TCDD-ekvivalenter. Jevnført med de strengeste av ovennevnte forslag om grenser for akseptable daglige (livslangt) inntak synes dette å være en dramatisk høy konsentrasjon. Antas f.eks. et daglig fiskekonsum på 0.1 kg og ADI på 1 pg/kg kroppsvekt vil grensen for 2,3,7,8 TCDD ligge på 1-2 ng/kg friskvekt, mao. omkring det Oehme og Manø observerte. Av tabell A34 fremgår at i enkelte vannforekomster med punktkilder (i Norge Frierfjorden og Kristiansandsfjorden) vil fås overskridelse selv ved den høyeste av de nevnte ADI-verdier (10 pg/kg) og et enda mer moderat fiskeforbruk.

Hvis de foreslåtte ADI-verdier opprettholdes, er det også i Norge et

akutt behov for å få kartlagt situasjonen, særlig i fet fisk. En ytterligere grunn til dette er spekulasjonene omkring klorblekeriavløp som kilde.

### 13. ANDRE KLORERTE HYDROKARBONER

Blant andre grupper av klororganiske forbindelser som det har vært spekulert over miljøgiftpotensialet hos, skal her kort omtales klorerte naftalener, parafiner, terfenyler og fenyletere. For alle gjelder at det foreløpig er meget sparsomt med analysedata for innhold i fisk.

Også en del klorerte forbindelser dannet ved omsetning av komponenter i blekeriavløp, er registrert i betydelige konsentrasjoner i fisk og sannsynliggjort å ha et markert bioakkumuleringspotensial, men behandles ikke her (kfr. bl.a. Neilson et al. 1984 og Paasivirta et al. 1986).

#### 13.1. Polyklorerte naftalener (PCN)

PCN har bl.a. vært brukt som isolasjonsmateriale i forskjellige elektrisk armatur, flammehemmende materiale i plaststoffer, som sopp- og insektbeskyttende impregnering av treverk, i forskjellig voks- materiale og som bestanddel av smøre- og skjæreoljer. Gruppen av omkring 75 forbindelser har i mangt lignende fysisk/kjemiske egenskaper som PCB. For generelle opplysninger henvises til Kimbrough (1980) og SFT (1980a, med referanser).

Enkelte registreringer av høye konsentrasjoner av PCN i fisk samt eksperimentelle undersøkelser har vist bioakkumuleringspotensialet til gruppen (Takeshita og Yoshida 1979, Opperhuizen et al. 1985).

Så vidt vites hverken produseres eller importeres PCN i Norge (SFT 1980), men kan forekomme i importerte plastartikler o.a.). PCN er imidlertid påvist (ikke kvantifisert) i fisk fra Frierfjorden og Kristiansandsfjorden, der stoffene stammer fra de tidligere omtalte punktkilder for klorerte benzener og styrener.

Jansson et al. (1984) har registrert PCN i fisk fra områder med noe ulik grad av diffus belastning og fant følgende konsentrasjoner (materiale fra 1979-1982):

Art/medium	Lokalitet	µg/kg friskvekt	µg/kg fett
Gjedde, filet	Storsjøen (div. industri)	0.07	13
"-" lever	"-"	4.2	29
Laks, filet	Gotland	5.1	35
Røye, filet	"Uberørt fjellsjø"	0.05	3
Torsk, lever	65 km fra Stockholm	32	62

Jenvført med PCB-nivået i tilsvarende materiale er dette lavt (kfr. f.eks. tabell 1) og kan derfor antas å være av forholdsmessig mindre betydning.

Lignende bakgrunnsdata mangler fra Norge, men i utgangspunktet er det liten grunn til å tro at forholdene er annerledes (med forbehold for de to punktkildene, der imidlertid PCN heller ikke er blant "makrokomponentene").

Muligens kan også resultatene til Takeshita og Yoshida (1979) illustrere forskjellen i dimensjon mellom PCB og PCN som miljøgift-problem. Bortsett fra enkelte høye konsentrasjoner i fiskefilet fra industriforurensede estuarer, fant disse forfattere PCN-konsentrasjoner stort sett under 1 µg/kg, og 2-3 størrelsesordener lavere enn PCB-innholdet i de samme prøvene.

### 13.2. Klorerte parafiner (CP)

Klorerte parafiner er blant de mest brukte erstatningsstoffer for PCB. Verdensproduksjonen er betydelig og anvendelsen av CP mangesidig, bl.a. som flammehemmere og sekundære myknere og som tilsetning i smøre- og skjæreoljer og i maling (SFT 1980b, Svanberg 1983). Stoffene er også i bruk i Norge (årsforbruk ca 1700 tonn i følge SFT 1980b).

Kjedelengde og kloreringsgrad varierer ( $C_{10}$ - $C_{30}$  og 40-70% klor), avhengig av anvendelsesområdet. CP er generelt persistente stoffer under naturlige forhold, meget lite vannløselige og lipofile, mao. med teoretisk høyt bioakkumuleringspotensial. Den akutte giftigheten synes generelt lav; biologisk nedbrytbarhet å avta med kjedelengde og særlig med kloreringsgrad (kortkjededede CP med høye kloreringsgrad meget lite nedbrytbare, kfr. Svanberg 1983).

Klorerte parafiner er vanskelig å analysere av flere grunner (Svanberg 1983), og mangelen på relativt enkel analysemetodikk må antas å være en vesentlig årsak til at få data foreligger. Således synes pioner-



arbeidet til Campbell og McConnel (1980) fremdeles å være det eneste arbeidet som gir kvantitative data for forekomst i fisk (dessuten i bl.a. vann, sedimenter, fugleegg, sel og fettvev hos mennesker). I områder fjernt fra mulige industrielle kilder fant Campbell og McConnel følgende konsentrasjoner i fisk (mg/kg friskvekt):

	$C_{10}-C_{20}$	$C_{20}-C_{30}$
Gjedde	<0.05-0.05	<0.05-0.05
Skrubbe	<0.05-0.02	<0.05-0.02

I "Supplementary Material" til artikkelen gis det i tillegg noen eksempler på høyere konsentrasjoner (uten nærmere angivelse av eventuell nærhet til kilde):

	$C_{10}-C_{20}$	$C_{20}-C_{30}$
Gjedde, filet	0.1-0.8	<0.05
-"- lever	0.3-0.5	<0.1
Makrell, filet	<0.1	<0.1
-"- lever	<0.2	<0.2

Campbell og McConnel fant ikke indikasjoner på økende konsentrasjon med høyere ledd i næringskjeder.

### 13.3. Polyklorete terfenyler (PCT)

Polyklorete terfenyler er treerings strukturer med varierende kloreringsgrad og omfatter et ukjent antall enkeltforbindelser (flere enn de par hundre PCB). En redegjørelse for bl.a. egenskaper, produksjon, bruk, biologiske effekter og registrerte nivåer i ulike deler av naturmiljøet kan finnes hos Jensen og Jørgensen (1983).

Både egenskaper og bruk er i mangt som for PCB, og innen EF er bruken av disse to stoffgruppene belagt med de samme restriksjoner (bare lukkede systemer). Også andre land har innført regulering av handel og bruk (Jensen og Jørgensen 1983).

I Norge er det sannsynligvis ubetydelig eller ingen bruk, men PCT kan tenkes å forekomme i importartikler som maling og plast (SFT 1980c).

Data om forekomst i organismer er sparsomme, men har ved de fleste undersøkelser ligget 1-2 størrelsesordener eller enda lavere jevnført med PCB (kfr. bl.a. Renberg et al. 1978 og ellers referanser hos

Jensen og Jørgensen op.cit.).

Ved sine analyser observerte Renberg et al. (1978) 0.08 mg/kg fett i ål, mens Jensen og Jørgensen (1983) refererer 0.4 mg/kg fett i ål fra Nederland og et par japanske registreringer fra bare spor til 0.014 mg/kg friskvekt i fisk. Jan og Malnersic (1978) observerte opp til 0.005 mg/kg friskvekt i ørret fra Jugoslavia.

I Norge er det så vidt vites ikke gjort analyser på fisks PCT-innhold.

#### 13.4. Andre persistente halogenerte forbindelser

For disse grupper av forbindelser er det bare funnet sporadiske registreringer av nivåer i fisk, og da vesentlig med tilknytning til punktkilder. I tillegg til polybromerte bifenyler (PBB), polybromerte bifenyletere (PBBE, f.eks. Andersson og Blomkvist 1981 og Andersson et al. 1984) og bromalkylbenzener (Knutzen et al., 1986), som alle faller utenom denne rapportens ramme, dreier det seg bl.a. om polyklorerte quaterfenyler (PCQ, se f.eks. Chen et al. 1985) og polyklorerte bifenyletere (se bl.a. Wells og Cowan 1984, Andersson et al. 1984 og Niimi 1985).

## 14. EKSTRAHERBART PERSISTENT ORGANISK BUNDET KLOR (EPOCL)

Foruten å gi en viss kontroll av øvrige analyseresultater for persistente stoffer er hensikten med EPOCl å få et enkelt (og forholdsmessig billig) mål på totalinnholdet av lite nedbrytbare klororganiske forbindelser, dvs. stoffer som kan, men ikke behøver å ha tilsvarende farlige egenskaper som PCB, etc. I dette "men" ligger et betydelig problem, særlig i relasjon til bakgrunnsverdier, fordi:

- Det er en vanlig erfaring at ved moderat/lav belastning er det ofte bare i størrelsesordenen 1-10% av EPOCl som forklares ved stoffer som identifiseres og kvantifiseres ved vanlige metoder.
- Så lenge man ikke kjenner egenskapene til de stoffer som inngår i den store andel uidentifiserte, er EPOCl i disse tilfeller en variabel av begrenset og usikker interesse.

Videre vil det ved eventuelle regionale undersøkelser med avdekking av mulig snikforurensning som siktemål, være ubetinget nødvendig at deteksjonsgrensen er tilstrekkelig lav. (Dvs. at man bruker inndamping av ekstraktet på bekostning av å få med lettflyktige forbindelser, (kfr. SI "Miljøkjemi" nr. 3, 1980).

Utenom lokaliteter nær punktkilder er det bare gjort en større undersøkelse i Norge av EPOCl i fisk (Lunde 1980). I tabell A35 er resultatene fra denne og enkelte andre undersøkelser fra antatt lite belastede områder stilt sammen.

Utenom Lundes data for ørret er resultatene for fåtallige til generelle konklusjoner, men øvre grense for "normalvariasjonen" av EPOCl i fisk fra lite til moderat belastede områder synes antydningvis å kunne settes til <0.05-0.10 mg/kg friskvekt og <5-10 mg/kg fett. (Av Lundes nær 40 resultater for ørret lå mer enn 90% under 10 mg/kg fett.)

## 15. SAMLET "BAKGRUNNSNIVÅ" AV PERSISTENTE KLORORGANISKE FORBINDELSER - JEVNFØRING MED EPOCL

Med de usikkerheter som foreligger kan den samlede belastning i fisk med tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser knapt mer enn antydes. Selv om stoffene har enkelte viktige og uønskede egenskaper felles, er det heller ikke berettiget å slå dem sammen med hensyn til farlighetsgrad. Dette kommer bl.a. til uttrykk i de forskjellige grenseverdier man har for enkeltstoffers og stoffgruppers forekomst i mat (kfr. kap. 6). Vi er også langt fra å vite om og i hvilken grad enkeltkomponenter innen grupper som PCB og toxafen varierer mht. farlighet. En særlig klar illustrasjon av at detaljer i molekylær struktur kan være svært avgjørende i så henseende har man som nevnt i gruppen klorerte dioksiner/dibenzofuraner (se f.eks. Hutzinger et al. 1985, Rappe et al. 1985, Smuckler 1985).

Å få frem en antydningvis "sumkonsentrasjon" kan likevel tjene som en slags første grovskalering. I tabell 7 er dette gjort for fire utvalgte analyseobjekter, som er blant de som det foreligger mest data om. Konsentrasjonene er hentet fra oppsummeringstabellene 1-6 foran eller grovstipulert på grunnlag av data i appendikstabellene (toxafen, PCN, CP). For å få frem en jevnføring med EPOCl, er det som et gjennomsnitt antatt at klor utgjør 50% av stoffenes molekylvekt.

Tabell 7. Sum av vanlig forekommende konsentrasjoner av persistente klororganiske forbindelser i torsk, sild og laksefisk fra områder med liten/moderat grad av diffus belastning, mg/kg friskvekt. (Se nærmere forklaring og forbehold i tekst). Usikre verdier markert med ?)

Table 7. Sum of commonly occurring concentrations of persistent organochlorines in cod, herring and salmonids from localities with assumed low/moderate diffuse loading, mg/kg wet weight. (Comparison with (sparse) data for EPOCl concentrations, assuming a 50% mean degree of chlorination.

STOFF	TORSK ( <u>Gadus morhua</u> )		SILD ( <u>Clupea harengus</u> )	LAKSEFISK (Salmonids)
	Filet	Lever	Filet	Filet
PCB	<0.01-0.02	<1-3?	<0.1-0.2	<0.1-0.2?
ΣDDT	0.001-0.005	<0.1-0.5	<0.01-0.05	<0.01-0.05
ΣHCH	<0.002-0.003	<0.05-0.1	<0.01-0.02	<0.005-0.02?
Dieldrin	<0.001	<0.02-0.05	<0.005-0.01	<0.005?
Toxafen	<0.01?	<1-2?	<0.2-0.5?	<0.2-0.5?
Chlordan	<0.005?	<0.1-0.3?	<0.01-0.02?	<0.02-0.05?
HCB	<0.001	<0.02-0.05	<0.002-0.005	<0.001-0.003?
PCN	<0.001?	<0.02-0.05?	<0.005?	<0.005?
CP	<0.01-0.02??	<1-2?	<0.1-0.2??	<0.1-0.2?
SUM	<0.04-0.07?	<3-8?	<0.5-1?	<0.5-1?
50%	<0.02-0.035?	<1.5-4?	<0.25-0.5?	<0.25-0.5?
EPOCl (kfr. tab A35)	~0.03-0.04?	~5?*	Mangler	0.04-0.4?

\* Bare én verdi fra ytre Kristiansandsfjorden med punktkildebelastning innerst.

På bakgrunn av det spinkle observasjonsmaterialet må det bemerkelsesverdige samsvar mellom EPOCl og summen av klor i de identifiserte stoffer tas med forbehold.

Av tabellen ses at det ved siden av PCB sannsynligvis er toxafen og muligens klorerte parafiner og chlordan som utgjør mesteparten av fiskens innhold av organoklor. Til sammen synes disse fire stoffgruppene å utgjøre opp mot 80-90% av ekstraherbart persistent organisk

bundet klor. Dette fremtrer som en ytterligere begrunnelse for å kartlegge forekomsten av toxafen, chlordan og klorerte parafiner nærmere. (Avgjørende for en eventuell beslutning om dette er imidlertid om stoffenes farlighetsgrad vurderes til å være på høyde med PCB. Av det som fremgår av kap. 10.2 kan dette i hvert fall synes å være tilfelle for toxafen).

## 16. HVILKE KONSEKVENSER KAN "BAKGRUNNSNIVÅENE" HA?

En nærmere skalering av stoffenes relative betydning som miljøgifter kan innen denne utrednings ramme bare skje ved å benytte:

- a) helsebegrunnede grenseverdier for forekomst i fisk
- b) kriterier til vern for utsatte/ømfintlige organismer,

uten noen nærmere bedømmelse av grunnlaget for grenseverdiene eller kriteriene.

### 16.1. Helsemessige konsekvenser?

Jevnføres data fra tabell 7 med de strengeste av grenseverdiene nevnt i kap 6 fås at "bakgrunnsnivåene" i filet og lever av torsk representerer følgende prosent av grenseverdiene:

	Torske- filet	Torske- lever	Sild (filet)	Laksefisk (filet)
PCB	<1	<20-60	<5-10	<5-10
ΣDDT	<1	<2-5	<~1-2	<1-2
ΣHCH	<1-2?	25-50	<5-10	<2-10
Diieldrin	<2?	40-100	<10-20	<10
HCB	<2?	40-100	<5-10	<~2-5
Sum	<5(10?)	~130-300	<~25-50	<~20-40

For toxafen, chlordan og klorerte parafiner er det ikke kommet over grenseverdier i litteraturen. Bakgrunnen for å summere prosentene bygger på en antagelse om at de potensielle skade-effekter har enkelt additiv karakter. Dette vites det lite om og behøver ikke være tilfelle. Teoretisk kan stoffene ha så vel uavhengige som forsterkende virkning når de opptrer sammen. Det synes imidlertid tryggest å regne med en viss grad av samvirke, dvs. i hvert fall noen grad av additiv effekt.

Av ovenstående synes følgende konklusjoner å kunne trekkes:

- Forekomsten av de aktuelle stoffene i filet av mager fisk er vanligvis på et nivå som ikke gir grunnlag for bekymring i relasjon til menneskers helse. (Dette gjelder også mager

ferskvannsfisk, kfr. tabell 1-6 og grunnlagstabellene i appendiks). Det gjelder også når man tar med øvrige persistente klororganiske forbindelser som er omtalt, såfremt stoffer som toxafen, chlordan, klorerte parafiner og klorerte naftalener antas ikke å være vesentlig mer betenkelige enn PCB/DDT. (Klorerte dioksiner og dibenzofuraner utgjør et spesialtilfelle, som drøftes i kap. 12).

- Dersom man antar at toxafen, chlordan, etc. har omlag samme helsemessige skadepotensiale som PCB/DDT er vurdert til å ha, kan vanlige forekomster i filet av fet fisk nærme seg en "akseptabel" grense. Her må imidlertid gjentas at antagelsene om farligheten av toxafen, chlordan og klorerte parafiner foreløpig ikke har nedfelt seg i anbefalte øvre grenser. Dette kan oppfattes som at de av helsemyndighetene anses som mindre betenkelige. Dertil må tilføyes at det i en anbefaling om mindre enn 2 mg/kg PCB anses å ligge innebygget en betydelig sikkerhetsmargin (Dybing og Underdal 1981).
- Lever av torsk vil sannsynligvis ofte ha et innhold av de aktuelle stoffene som ligger nær opp til eller overskrider anbefalte høyeste nivåer, dersom man går ut fra en enkelt additiv effekt. Det samme kan da gjelde lever av enkelte andre aktuelle fiskeslag (f.eks. kolje, lyr, hvitting, lake).

I prosentangivelsene for torskelever er det regnet med de spesialgrenser på 5 mg/kg som flere land har innført for lever, mao. en viss reduksjon i sikkerhetsmarginen ut fra at det dreier seg om et næringsmiddel som vanligvis ikke er noen hovedbestanddel av dietten. (På den annen side har man hensynet til spesielle befolkningsgrupper.) Noen tilsvarende heving av anbefalte grenser synes ikke å være foretatt for annet enn DDT, mao. ikke for ΣHCH, dieldrin og HCB. Hvis slike hypotetiske hevede grenser innføres her, reduseres ovenstående sumprosjenter fra ~130-300 til ~70-200, mao. fremdeles delvis over. I vurderingen av torskelever bør dessuten også inngå risikobidraget fra toxafen, etc.

Realiteten i disse forhold må til enhver tid vurderes av helsemyndighetene. Det er imidlertid klart både ut fra hensynet til almenheten og den praktiske ressursforvaltning at det er viktig å ha tilstrekkelige kunnskaper om virkningene på mennesker. Dette fremtrer som særlig viktig når det i tillegg til at de mest kjente av stoffene ikke sjelden opptrer i høyere konsentrasjoner enn det som her er antatt karakteristisk ved lav belastning, også finnes et betydelig innslag av andre bestandige klororganiske forbindelser. I tillegg kommer (mindre



mengder) bromorganiske stoffer av prinsipielt like risikabel karakter.

Ovenstående understreker også betydningen av å begrense tilførselen av disse stoffer til miljøet, samt at det er behov for fortsatt kartlegging av forekomsten. I det akvatiske miljø gjelder dette særlig fiskelever og ellers fisk med høyet fettinnhold.

I ovenstående resonnement er ikke de eksepsjonelt giftige klorerte dioksiner og dibenzofuraner tatt i betraktning. Med de grenseverdier som diskuteres for denne stoffgruppen, kan de synes å utgjøre et eget problemkompleks.

## 16.2. Økologiske konsekvenser

De relativt få eksempler som finnes av vannkvalitetskriterier for klororganiske stoffer er som regel gitt på samme måte som kriterier for andre stoffer, dvs. i form av konsentrasjoner i vann (EPA 1980). For akkumulerende stoffer, der også inntak via føde og giftvirkning som resultat av opphoping over tid og eventuell periodisk eller episodisk mobilisering eller intern transport i organismene spiller en rolle, er ikke dette uten videre tilstrekkelig. Som supplement trengs bl.a. en vurdering av hvilke konsentrasjoner i fisk, og fiskens næringsdyr, som representerer en trussel mot disse arter selv eller mot dyr på høyere trinn i næringskjeden.

Schmitt et al. (1981) siterer følgende konsentrasjoner fra NAS/NAE (1972) mht. antatte faregrenser i næringsdyr for rovfisk og fiskeetende fugl og pattedyr (friskvektsbasis):

$\Sigma$ DDT: 1 mg/kg

Dieldrin, aldrin, endrin,  $\Sigma$ HCH, heptaklorepoksid, chlordan, toxafen (hver for seg eller i kombinasjon): 0.1 mg/kg

PCB: 0.5 mg/kg

For sildefilet (og sannsynligvis annen fet fisk) vil en fremstilling av "bakgrunnsnivåene" (tabell 7) i % av de siterte grenseverdiene gi følgende resultat:

PCB	20-40
$\Sigma$ DDT	1-5
$\Sigma$ HCH	10-20
Dieldrin	5-10
Chlordan	10-20?
Toxafen	200-500 (? meget usikre bakgrunnsdata)

---

Sum ekskl. toxafen ~50-100

Det må understrekes at dette er en svært spekulativ angrepsmåte fordi både bakgrunnsdataene delvis er svært usikre og fordi de temmelig gamle grenseverdiene har et dårlig kunnskapsfundament og formodentlig tilsvarende store sikkerhetsfaktorer.

På den annen side er det egnet til ettertanke at man får en overskridelse selv når bare en del av den samlede belastning med bestandige klor- og bromorganiske stoffer er medregnet. Forholdet bør i hvert fall illustrere behovet for å få mere eksakte kunnskaper om virkningen av disse stoffene, slik at bedømmelses- og beslutningsgrunnlaget blir bedre.

Mht. økologiske konsekvenser kan det også minnes om de tidligere nevnte resultatene fra undersøkelsene til von Westernhagen et al. (1981) og Hansen et al. (1985), som begge viste redusert formering hos saltvannsfisk ved konsentrasjoner av PCB ved konsentrasjoner på noe over 0.1 mg/kg i ovarier.

Som særlig bemerkelsesverdig mht. økologiske effekter kan også trekkes frem et par tilfeller av at høye konsentrasjoner er observert i dypvannsfisk. Således registrerte Barber og Warlen (1979) i fisk (Antimora rostrata) fra 2500 m utenfor Amerikas østkyst  $\Sigma$ DDT-konsentrasjoner i lever på 2-8 mg/kg friskvekt (én ekstremverdi på 27 mg/kg utelatt av disse 10 analysene på enkeltfisk fra 1972-1974). Disse forfatterne refererer også til observasjoner av PCB-konsentrasjoner på omkring 1/3 av  $\Sigma$ DDT i samme art. I et eksemplar av Aphanopus carbo (fra 1200 m utenfor Madeira) registrerte Krämer et al. (1984) nedestående konsentrasjoner i leveren (mg/kg fett, fettprosent ikke angitt). Til sammenligning er ført opp "bakgrunnsverdiene" for torsk fra tabellene 1-6.

	<u>Aphanopus carbo</u>	<u>Torsk</u>
PCB	5.8	<2-5(10?)
ΣDDT	~9.5	<0.2-1(2?)
ΣHCH	<0.0001	<0.1(0.2)
Dieldrin	0.035	<0.05(0.1)
ΣChlordan	0.6	<0.1-0.3?
HCB	0.017	<0.05-0.1

Som man ser må de funne konsentrasjonene i dypvannsarten anses som oppsiktsvekkende høye når det gjelder PCB, chlordan og særlig ΣDDT. Hvis resultatene er representative, synes de også å si noe om stoffenes relative farlighet i biosfæren. (Som man ser lå særlig ΣHCH på et tilnærmet ubetydelig nivå, men også HCB og dieldrin lå lavere enn i torskeleverens "bakgrunnsnivåer" - i sterk motsetning til PCB og DDT.

Også ut fra spørsmålet om økologisk skade av vanlig forekommende konsentrasjoner av klororganiske forbindelser synes det berettiget å konkludere med at det er god grunn til å fortsette overvåkingen av disse stoffers opptreden.

## 17. TILLEGGSDATA VEDRØRENDE FISK FRA MEST MULIG UBERØRTE OMRÅDER

På bakgrunn av at eventuelle konsekvenser for menneskers helse er av primær interesse, har analysene på klororganiske forbindelser overveiende blitt foretatt på kommersielle arter. Disse fiskeslag fanges stort sett i kystfarvann eller nære havområder. Data fra områder lengst mulig fra mer eller mindre forurenset landavrenning er sparsomme, og gjelder i det vesentlige andre arter enn de som er behandlet foran.

Med forbehold om artsforskjeller mht. akkumuleringsegenskaper kan informasjonen om nivåene i mer "eksotiske" arter samlet i fjerne farvann, langt fra forurensningskildene, tjene til å anskueliggjøre storstilte regionale forskjeller i kontamineringsgrad. Nedenfor er gjengitt resultatene fra et par slike studier. Webers (1983) data stammer fra en øygruppe i den ekvatoriale del av Atlanteren, ca. 500 km fra kysten av Brasil, mens prøvene analysert av Ballschmiter og Zell (1980) er hentet fra Syd-Georgia.

Weber (1983) fant følgende variasjonsintervall på friskvektsbasis i filet av flere arter av beinfisk (mg/kg):

PCB: 0.002-0.017 (1 av 7 prøver over 0.01)  
 ΣDDT: 0.003-0.022 ( " " " " )

I lever av rovfisken Dissostichus eleginoides registrerte Ballschmiter og Zell (1980) disse nivåer (mg/kg, friskvektsbasis beregnet her):

	Fettbasis	Friskvektsbasis
PCB	0.032	~0.010
ΣDDT	~0.012	~0.004
derav 4,4 DDT	~0.004	
derav 4,4 DDE	~0.005	
ΣHCH (α, β, γ)	0.0003	~0.0001
ΣPCC (Toxafen)	0.0068	~0.0021
HCB	~0.008	~0.003
Heptaklorepoksid		0.00002

Ved sammenligning med tabellene 1 (PCB), 2 (DDT), 3 (HCH) og 4 (HCB), ses at konsentrasjonene i fisken fra Antarktis var 1-2 størrelses-

ordener lavere enn det som vanligvis finnes i torsk (som har sammenlignbar fettprosent i leveren).

Derimot var ikke forskjellen så stor mellom fisk fra europeiske/nord-amerikanske farvann og fisk fra lenger syd i Atlanterhavet (sammenlign Webers (1983) data med tabellene 1-2).

Selv om det må tas forbehold for det ytterest spinkle sammenligningsgrunnlaget antyder ovenstående at det er en betydelig forskjell i forurensningsgraden mellom havområder som ligger relativt nær store befolkningssentra og farvann som bare influeres etter meget lang transport av de aktuelle stoffene.

## 18. LITTERATUR

- Abdullah, M.I., B. Reusch-Berg, G. Riise og I. Steffenak, 1986. Kjemisk undersøkelse av effekten av utslippet fra SRV på Vestfjorden, Indre Oslofjord. Del 1 av J.S. Gray og M.I. Abdullah (red.): Resipientundersøkelser i nærområdet ved SRV, 1980/1981 og 1985. Biol. Inst., Univ. i Oslo.
- Adams, W.J., G.M. de Graeve, T.D. Sabourin, J.D. Cooney and G.M. Mosher, 1986. Toxicity and bioconcentration of 2,3,7,8-TCDD to fathead minnows (Pimephales promelas). Chemosphere 15: 1503-1511.
- Allchin, C.R. and J.E. Portman, 1981. Results of a brief survey for HCB and HCBd in fish and shellfish from an area off the coast of England and Wales adjacent to a major site of manufacture. ICES, CM 1981/E:14. 7 2.
- Andersson, Ø. og G. Blomkvist, 1981. Polybrominated aromatic pollutants found in fish in Sweden. Chemosphere 10: 1051-1060.
- Andersson, Ø., C.-E. Linder og R. Vaz, 1984. Levels of organochlorine pesticides, PCBs and certain other organohalogen compounds in fishery products in Sweden, 1976-1982. Vår Föda 36, Suppl. 1: 1-58.
- Anon. 1983. Swedish Food Regulation. Foreign substances in food. Swedish National Food Administration (SLV FS 1983:1).
- Atlas, E. and C.S. Giam, 1981. Global transport of organic pollutants: ambient concentrations in the remote marine atmosphere. Science 211: 163-165.
- Ballschmiter, K. and M. Zell, 1980. Baseline studies of global pollution. I Occurrence of organohalogens in pristine European and Antarctic aquatic environments. Int. J. Environ. Anal. Chem. 8: 15-35.
- Ballschmiter, K., H. Buchert, S. Bihler and M. Zell, 1981. Baseline studies of the global pollution. IV. The pattern of pollution by organo-chlorine compounds in the North-Atlantic as accumulated by fish. Fresenius. Z. Anal. Chem. 306: 323-339.
- Barber, R.T. and S.M. Warlen, 1979. Organo-chlorine insecticide residues in deep sea fish from 2500m in the Atlantic ocean.

- Environ. Sci. Technol. 13: 1146-1148.
- Barnes, D., A. McBride, N. Jaworski, R. Harless and A. Dupuy, 1986. A status report on the U.S. national dioxin study. Chemosphere 15: 1401-1404.
- Berg, M. van den and K. Olie, 1985. Polychlorinated dibenzofurans (PCDFs). Environmental occurrence and physical, chemical and biological properties. Toxicol. Environ. Chem. 9: 171-217.
- Berge, W.F. ten and M. Hillebrand, 1974. Organochlorine compounds in several marine organisms from the North Sea and the Dutch Wadden Sea. Netherlands J. Sea Res. 8: 361-368.
- Binnemann, P.H., U. Sandmeyer og E. Schmuck, 1983. Gehalte an Schwermetallen, Organochlorpesticiden, PCB und flüchtigen Organohalogenverbindungen in Fischen des Hochrheins, Oberrheins und Bodensees. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 176: 253-261.
- Birge, W.J., J.A. Black and B. Ramey, 1981. The reproductive toxicology of aquatic contaminants. S. 59-115 i J. Saxena og F. Fisher (red.): Hazard assessment of chemicals. Current developments. Vol. 1. Academic Press. New York, etc. 461 s.
- Birmingham, B., R. Clement, D. Harding, R. Pearson, D. Rokosh, W. Smithies, A. Szokolcai, B.H. Thorpe, H. Tosine and D. Wells, 1986. Chlorinated dioxins and dibenzofurans in Ontario. Development of scientific criteria document leading to multi-media standards for polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzo-polychlorinated dibenzofurans (PCDFs). Chemosphere 15: 1835-1850.
- Bjerk, J.E., 1972. Rester av DDT og PCB i norsk brisling (Clupea sprattus) og sild (Clupea harengus). (Residues of DDT and PCB in Norwegian sprat (Clupea sprattus) and herring (Clupea harengus)). Nord Vet.-Med. 24: 452-457. (Eng. summary)
- Bjørnstad, S.L., 1986. Dioksiner - Virkninger, kilder og nivåer. Vann 3B(1986): 393-397.
- Boon, J.P., 1985. Uptake, distribution and elimination of Clophen 40 juvenile sole (Solea solea) and its effects. S. 493-512 in J.S. Gray and M.E. Christiansen (red.): Marine biology of polar regions and effects of stress on marine organisms. John Wiley & Sons Ltd.

- Boon, J.P. and J.C. Duinker, 1985. Kinetics of polychlorinated biphenyl (PCB) components in juvenile sole (Solea solea) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquat. Toxicol.* 7: 119-134.
- Brevik, E.M., 1978. Organochlorines in fish and crabs from the Kristiansandsfjord in Norway. *Nord. Vet.-Med.* 30: 375-379.
- Brevik, E.M., 1981. Organochlorine residues in fish from lake Mjøsa in Norway. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 26: 679-681.
- Brevik, E.M., 1983. Organochlorines in the Norwegian biological environment with special emphasis on hexachlorobenzene. Veterinærhøgskolen, des. 1983. 34 s. + vedlegg.
- Brevik, E.M., J.E. Bjerk and N.J. Kveseth, 1978. Organochlorines in codfish from harbours along the Norwegian coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 715-720.
- Broek, W.L.F. van den, 1979. Seasonal levels of chlorinated hydrocarbons and heavy metals in fish and brown shrimps from the Medway estuary, Kent. *Environ. Pollut.* 19: 21-38.
- Buser, H.-R., C. Rappe and P.-A. Bergqvist, 1985. Analysis of polychlorinated dibenzofurans, dioxins and related compounds in environmental samples. *Environ. Hlth. Perspectives* 60: 293-302.
- Butler, P.A. and R.L. Schutzmann, 1979. Bioaccumulation of DDT and PCB in tissues of marine fishes. S. 212-220 i L.L. Marking and R.A. Kimerle (red.): *Aquatic Toxicology. Proc. 2. Annual Symp. on Aquatic Toxicology.* ASTM, Philadelphia, 392 pp.
- Büther, H., 1987. Organochlorine residues in livers of dab (Limanda limanda) in any regions of the Southern North Sea. Særtrykk av Poster Paper fra Inst. Conf. on Environmental Protection of the North Sea. London 1987, 6 s.
- Campbell, I. and G. McConnell, 1980. Chlorinated paraffins and the environment, 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 14: 1209-1214 + "Supplementary Material".
- Carlberg, G.E. and J.B. Bøler, 1985. Determination of persistent chlorinated hydrocarbons and inorganic elements in samples from Svalbard. Rapport 831101-1 fra Senter for Industriforskning, 27/6 1985. 13 s. + tabeller.



- Carlberg, G.E., K. Martinsen, A. Kringstad, E. Gjessing, M. Grande, T. Källqvist and J.V. Skåre, 1986. Influence of aquatic humus on the bioavailability of chlorinated micropollutants in Atlantic salmon. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 543-548.
- Chen, P., C.-K. Wong, C. Rappe and M. Nygren, 1985. Polychlorinated biphenyls, dibenzofurans and quaterphenyls in toxic rice-bran oil and in the blood of patients with PCB poisoning (Yu-Cheng) in Taiwan. S. 59-66 i Environ. Hlth. Perspectives 59, februar 1985, 181 s.
- Connel, D.W. and G.J. Miller, 1984. Chemistry and ecotoxicology of pollution. Wiley-Interscience Publ. John Wiley & Sons, New York, etc. 444 s.
- Courtney, K.D., 1979. Hexachlorbenzene (HCB): A review. Environment. Res. 20: 225-266.
- Dethlefsen, V. and E. Huschenbeth, 1986. Regional differences in organochlorine residues in livers of dab (Limanda limanda) and plaice (Pleuronectes platessa) of the Southern North Sea. Arch. Fish.Wiss. 37: 25-42.
- Duinker, J.C. and M.T.J. Hillebrand, 1983. Composition of PCB mixtures in biotic and abiotic marine compartments (Dutch Wadden Sea). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 31: 25-32.
- Dybing, E. og B. Underdal, 1981. Humantoksikologiske aspekter vedrørende klorerte hydrokarboner og tungmetaller i fisk, med spesiell referanse til Grenlandsfjordområdet. Utredning for Helsedirektoratet, Oslo, oktober 1981. 39 s. (upubl.).
- Eadon, G., L. Kaminsky, J. Silkworth m.fl., 1986. Calculation of 2,3,7,8-TCDD equivalent concentrations of complex environmental contaminant mixtures. Environ. Hlth. Perspectives 70: 221-227.
- Edgren, M., M. Olsson and L. Reutersgårdh, 1981. A one year study of the seasonal variations of sDDT and PCB levels in fish from heated and unheated areas near a nuclear power plant. Chemosphere 10: 447-452
- 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. 24 s. ISBN 82-577-0736-8.

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, 24 s. ISBN 82-577-0905-0.

EPA (US Environmental Protection Agency), 1980. Revised quality criteria for water. Som oppsummert i Federal Register Vol. 45 No. 231.

Ernst, W., 1980. Effects of pesticides and related organic compounds in the sea. Helgoländer Meeresunters. 33: 301-312.

Ernst, W., 1984. Pesticides and technical organic chemicals. Kap. 6 i O. Kinne (red.): Marine Ecology. Vol. 5. Ocean Management. Part 4. Wiley-Interscience, Chichester etc.

Ernst, W., V. Weigelt and K. Weber, 1984. Octachlorostyrene - a permanent micropollutant in the North Sea. Chemosphere 13: 161-168.

Falandysz, J., 1982. Chlorinated hydrocarbons in salmon netted in Gdansk Bay, Baltic Sea. Meeresforsch. 29: 219-224.

Falandysz, J., 1983. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in cod livers from the Gdansk Bay, Baltic Sea. Meeresforsch. 30: 54-60.

Falandysz, J., 1984a. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in livers of cod from the Southern Baltic, 1981. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 179: 311-314.

Falandysz, J., 1984b. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sprats from the Southern Baltic, 1981. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 178: 461-464.

Falandysz, J., 1985a. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in flatfish from the Southern Baltic, 1983. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 181: 370-374.

Falandysz, J., 1985b. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in cod from the Southern Baltic, 1981. Z. Lebensm.

- Unters. Forsch. 181: 316-317.
- Falandysz, J., 1985c. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sprats from the Southern Baltic, 1983. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 181: 482-485.
- Falandysz, J., 1986a. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in herring from the Southern Baltic, 1983. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 182: 131-135.
- Falandysz, J., 1986b. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in cod from the Southern Baltic, 1983. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 182: 136-139.
- Falandysz, J., 1986c. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in livers of cod from the Southern Baltic, 1983. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 182: 224-227.
- Ferreira, A.M. and O.G. Castro, 1986. Dieldrin in Portugese coast: its relationship to aldrin use inland. S. 794-798 *in* J.N. Lester, R. Perry and R.M. Sterrit (red.): Int. Conf.: Chemicals in the environment, Lisbon 1st-3rd July 1986. Selper Ltd., 1986. London, 862 pp.
- Franklin, A., 1987. The concentration of metals, organochlorine pesticide and PCB residues in marine fish and shellfish: results from MAFF fish and shellfish monitoring programmes, 1977-1984. Ministry of Agriculture Fisheries and Food. Directorate of Fisheries Research. Aquatic Environment Monitoring report Nr. 16. Lowestoft, 38 s.
- Freeman, H.C., G. Sangalang and B. Flemming, 1982. The sublethal effects of a polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) diet on the Atlantic cod (Gadus morhua). Sci. Tot. Environ. 24: 1-11.
- Freeman, H.C., G.B. Sangalang, J.F. Uthe, E.T. Garside and P.G. Daye, 1983. A histopathological examination of, and analysis for polychlorinated hydrocarbons in, inshore Atlantic cod (Gadus morhua). Arch. Environ. Contam. 12: 627-632.
- Freeman, H.C., J.F. Uthe and P.J. Silk, 1984. Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and chlorobenzenes content of livers from Atlantic cod (Gadus morhua) caught off Halifax, Nova Scotia. Environ. Monitor. Assess. 4: 389-394.

- Gobas, F.A.P.C., W.Y. Shiu, D. Mackay and A. Opperhuizen, 1986. Bio-accumulation of PCDD's and OCDF in fish after aqueous and dietary exposure. *Chemosphere* 15: 1985-1986.
- Goerke, H., G. Eder, K. Weber and W. Ernst, 1979. Patterns of organochlorine residues in animals of different trophic levels from the Weser estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 10: 127-132.
- Gosset, R.W., D.A. Brown and D.R. Young, 1983. Predicting the bio-accumulation of organic compounds in marine organisms using octanol/water partition coefficients. *Mar. Pollut. Bull.* 14: 387-392.
- Green, N., 1987. Joint Monitoring Programme (JMP). National comments to the Norwegian data. Notat, Norsk Institutt for Vannforskning, 2/1 1987. (Unpubl.)
- Hagel, P. and G.M.Th. Tuinstra, 1978. Trends in PCB contaminations in Dutch coastal and inland fishery products 1972-1976. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 671-676.
- Haines, T.A., 1983. Organochlorine residues in brook trout from remote lakes in the Northeastern United States. *Water, Air, Soil Pollut.* 20: 47-54.
- Hansen, P.-D., H. von Westernhagen and H. Rosenthal, 1985. Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. *Mar. Environ. Res.* 15: 59-76.
- Harless, R.L., E.D. Oswald, R.G. Lewis m.fl., 1982. Determination of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in freshwater fish. *Chemosphere* 11: 193-198.
- Harvey, G.R., H.P. Miklas, V.T. Bowen and W.G. Steinhauer, 1974. Observations on the distribution of chlorinated hydrocarbons in Atlantic Ocean organisms. *J. Mar. Res.* 32: 103-118.
- Heida, H., 1983. TCDD in bottom sediments and eel around refuse dump near Amsterdam, Holland. *Chemosphere* 12: 503-509.
- Holden, A.V., 1987. Pesticides. Paper 4. Int. Conf. on Environmental Protection of the North Sea. London, 1987. Særtrykk.
- Holden, A.V., G. Topping and J.F. Uthe, 1983. Use and relevance of analytical intercomparison exercises in monitoring the marine

- environment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl. 2): 100-110.
- Huschenbeth, E., 1977. Überwachung der Speicherung von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Fisch. Arch. FischWiss. 28: 173-186.
- Huschenbeth, E., 1985. Zur Speicherung chlorierten Kohlenwasserstoffen in Wattenmeer bewohnenden Tierarten. Arch. FischWiss. 35: 197-204.
- Hutzinger, O., M.V.D. Berg, K. Olie, A. Opperhuizen and S. Safe, 1985. Dioxins and furans in the environment: Evaluating toxicological risk from different sources by multi-criteria analysis. S. 9-32 i Kamrin, M.A. and P.W. Rogers (red.): Dioxins in the environment. Hemisphere Publ. Corp. Washington, etc. 1985, 328 pp.
- IARC (International Agency for Research on Cancer), 1979. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Some halogenated hydrocarbons. Vol. 20. IARC, Lyon, Okt. 1979, 609 pp.
- ICES, 1977a. A baseline study of the level of contaminating substances in living resources of the North Atlantic. Coop. Res. Rep. 69. Köbenhavn, juli 1977, 81 s.
- ICES, 1977b. The ICES Coordinated Monitoring Programmes, 1975 and 1976. Coop. Res. Rep. 72 Köbenhavn, des. 1977. 26 s.
- ICES, 1980a. Extension to the baseline study of contaminant levels in living resources of the North Atlantic. Coop. Res. Rep. 95. Köbenhavn, april, 1980. 57 s.
- ICES, 1980b. The ICES Coordinated Program, 1977. Coop. Res. Rep. 98. Köbenhavn, des. 1980. 27 s.
- ICES, 1984. The ICES Coordinated Monitoring Programme for contaminants in fish and shellfish, 1978 and 1979 and Six-year review of ICES Coordinated Monitoring Programmes. Coop. Res. Rep. 126 Köbenhavn, jan. 1984. 100 s.
- ICES, 1986. Reports on the ICES fifth round intercalibration on trace metals in sea water and the fifth intercomparative exercise on the determination of organochlorine residues in fish oil. Coop. Res. Rep. No. 136. Köbenhavn, mars 1986.
- Ingebrigtsen, K. og J.E. Solbakken, 1985. Distribution and elimination

- of [ $^{14}\text{C}$ ] - hexachlorobenzene after single oral exposure in cod (Gadus morhua) and flounder (Platichthys flesus). J. Toxicol. Environ. Hlth. 16: 197-205.
- Jan, J. and S. Malnersic, 1978. Determination of PCB and PCT residues in fish by tissue acid hydrolysis and destructive clean-up of the extract. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 772-780.
- Jan, J. and S. Malnersic, 1980. Chlorinated benzene residues in fish in Slovenia (Jugoslavia). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 824-827.
- Jansson, B., 1982. Toxafen och klordan - Två komplexa pesticider i vårt miljö. S. 85-92 i N. Johansson (red.): Förekomst och effekter av persistenta organiska ämnen i miljön. Statens Naturvårdsverk. Rapport SNV PM 1552. Solna, 144 s.
- Jansson, B., L. Asplund and M. Olsson, 1984. Analysis of polychlorinated naphthalenes in environmental samples. Chemosphere 13: 33-41.
- Jansson, B., R. Vaz, G. Blomkvist, S. Jensen and M. Olsson, 1979. Chlorinated terpenes and chlordan components found in fish, guillemot and seal from Swedish waters. Chemosphere 4: 181-190.
- Jansson, B. and U. Wideqvist, 1983. Analysis of Toxaphene (PCC) and Chlordan in biological samples by NCI mass spectrometry. Int. J. Environ. Anal. Chem. 13: 309-321.
- Jensen, A., 1982. Harmful substances in fish and shellfish. The Danish monitoring programme for 1979 and 1980 for the area covered by the Helsinki convention. Miljöstyrelsens Havforurensningslaboratorium, mars 1982.
- Jensen, A.A., 1983. Chemical contaminants in human milk. Residue Reviews 89: 1-128.
- Jensen, A.A. and K.F. Jørgensen, 1983. Polychlorinated terphenyls (PCTs) use, levels and biological effects. Sci. Total Environ. 27: 231-250.
- Johansson, N. (red.), 1982. Förekomst och effekter av persistenta organiska ämnen i miljön. Projektområdekongress, Wenner-Gren Center, Stockholm den 9 mars 1982. Statens Naturvårdsverk. SNV PM 1552. Solna, 144 s.

- Kaminsky, R. and R.A. Hites, 1984. Octachlorstyrene in lake Ontario: Sources and fates: Environ. Sci. Technol. 18: 275-279.
- Kerkhoff, M., P. Otte and J. de Boer, 1982. Chlordane components in the North Sea, their origin and pathway. ICES, C.M. 1982/E: 57.
- Kimbrough, R.D. (red.), 1980. Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related compounds. Elsevier/North-Holland Biomedical Press. Amsterdam, etc. 406 s.
- Knutzen, J., 1982. Førtilstand i utslippsområdet til Sentralrenseanlegg Vest (SRV), Indre Oslofjord. Undersøkelse av hygienisk vannkvalitet og miljøgifter i tang, blåskjell og fisk 1980-81. NIVA-rapport 0-80099. 20/9 1982, 28 s. ISBN 82-577-0537-3.
- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Miljøgifter i organismer 1980-1981. Rapport 122/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000303-VII. 25/3 1984, 38 s. ISBN 82-577-0767-8.
- Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000320-3, 18/2 1986, 39 s. ISBN 82-577-1076-8.
- Knutzen, J. og K. Kvalvågnæs, 1982. Innledende basusundersøkelse i Stavfjorden 1981. Referansenivåer av klororganiske forbindelser, metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i marine organismer. Rapport 33/82 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000314, 18/6 1982. 18 s. ISBN-82-577-0514-4.
- Knutzen, J., S. Hvoslef og L. Kirkerud, 1986a. Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982-1984. Delrapport 5: Miljøgifter i organismer. Rapport 219/86, i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000315-3. 8/4 1986, 23 s. ISBN-82-577-1042-3.
- Knutzen, J., Enger, B. og K. Martinsen, 1986b. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og andre organismer 1982-1984. Rapport 220/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. 2/5 1986, 115 s. ISBN-82-577-1056-3.
- Knutzen, J. og K. Martinsen, 1986. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i fisk og andre organismer fra Kristiansandsfjorden

1985. Rapport 262/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000357, 22/12 1986, 62 s. ISBN 82-577-1168-3.
- Kruse, R. og K.-E. Krüger, 1981. Organochlorpestizide in der Leber des Östseedorsch - Eine aktuelle Bestandsaufnahme. Arch. Lebensmittelhygiene 32: 26-28.
- Kruse, R. og K.-E. Krüger, 1984. Untersuchungen von Nordseefischen auf Gehalte an toxischen Schwermetallen und chlorierten Kohlenwasserstoffen im Hinblick auf lebensmittelrechtliche Bestimmungen. Arch. Lebensmittelhygiene 35: 121-148.
- Krämer, W., H. Buchert, U. Reuter, M. Biscoito, D.G. Maul, G. le Grand and K. Ballschmiter, 1984. Global baseline pollution studies IX: C<sub>6</sub>-C<sub>14</sub> organochlorine compounds in surface-water and deep-sea fish from the Eastern North-Atlantic. Chemosphere 13: 1255-1267.
- Kuehl, D.W. et al., 1981. Quantification of Octachlorostyrene and Related Compounds in Great Lakes Fish by Gas Chromatography-Mass Spectrometry. J. Great Lakes Res. 7: 330-335.
- Kuehl, D.W., P.M. Cook and A.R. Batterman, 1986. Uptake and depuration studies of PCDDs and PCDFs in freshwater fish. Chemosphere 15: 2023-2026.
- Kveseth, N.J., 1973. Persistente organiske klorforbindelser i akvatiske og marine miljøer. VANN 2(1973): 101-105.
- Kveseth, N.J., 1981. Residues of DDT in a contaminated Norwegian lake ecosystem. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27: 397-405.
- Kveseth, N.J. og J.E. Bjerk, 1976. Torsk fra Vestlandsfjorder analysert med henblikk på klorinsekticider og PCB (Organochlorine insecticides and PCB in cod from Norwegian fjords). Nord. Vet.-Med. 28: 170-176. (Engl. summary.)
- Kveseth, N.J., J.E. Bjerk, N. Fimreite og J. Stenersen, 1977. Rester av DDT og PCB i omgivelsene av et norsk fruktdistrikt fire år etter forbudet mot bruk av DDT. (Residues of DDT and PCBs in a Norwegian fruitgrowing district four years after the termination of DDT usage.) Engl. summary. Særtrykk fra Forskning og forsøk i landbruket. Bd. 28.
- Kypke-Hutter, K., J. Vogelsang, R. Malisch, P. Binnemann og H. Wetzlar, 1986. Aufklärung einer Kontamination von Neckarfischen mit



- Hexachlorbenzol, Octachlorstyrol und Pentachlorbenzol: Entstehung bei einem industriellen Prozess. I Verlauf der Kontamination im Oberen Neckar. Z. Lebensm. Unters-Forsch. 182: 464-470.
- Laake, M., 1981. Heksaklorbensen - en økotoksikologisk vurdering. S. 233-262 i *Organohalogener i det akvatiske miljø*. 17. nord. symp. om Vattenforskning, Porsgrunn 1981-05-04--07. NORDFORSK, Miljövärdsssekretariatet Publ. 1981:1
- Landner, L. et al., 1982. Systems for testing and hazard evaluation of chemicals in the aquatic environment. A background paper and a programme outline as a basis for the research plan in preparation. (Kap. 4.2.5). Statens Naturvårdsverk. SNV PM 1631.
- Larsson, P., 1983. Transport routes of chlorinated biphenyls (PCB) in aquatic ecosystems. Avhandling, Limnologisk institutt, Universitetet i Lund, 101 s.
- Luckas, B. og W. Lorenzen, 1981. Zum Vorkommen von chlororganischen Pestiziden und polychlorierten Biphenylen in Meerestieren der Küsten Schleswig-Holsteins. Dtsch. Lebensm.-Rundschau 77: 437-441.
- Luckas, B., H. Wetzel og O. Rechlin, 1980a. Zur Kontamination von Ostseefischen mit polychlorierten Biphenylen. Die Nahrung 24: 405-411.
- Luckas, B., H. Wetzel og O. Rechlin, 1980b. Ergebnisse der Trenduntersuchungen von Ostseefischen auf ihren Gehalt an DDT und seinen Metaboliten. Acta hydrochim. hydrobiol. 8: 167-173.
- Lunde, G., 1980. Determination of PCB and DDE in Norwegian fresh water fish. Intern rapport 58/80 innen SNSF-prosjektet (Sur nedbørs virkninger på skog og fisk). Oslo-Ås, februar 1980, 16 s.
- Martinsen, K., A. Kringstad, H. Drangsholt m.fl., 1982. Kartlegging av organiske mikroforurensninger i vann, sedimenter, nedbør og fisk fra Tyrifjordområdet. Fagrapport 18 fra Tyrifjordutvalget: Organiske mikroforurensninger i Tyrifjorden. 25 s. + bilag.
- Miettinen, V., M. Verta, K. Erkomaa and O. Järvinen, 1985. Chlorinated hydrocarbons and heavy metals in fish in the Finnish coastal areas of the Gulf of Finland. Finn. Fish. Res. 6: 77-80.
- Mitchell, M.F., H.A. McLeod and J.R. Roberts, 1984. Polychlorinated

dibenzofurans: Criteria for their effects on humans and the environment. National Research Council Canada. NRCC 22846.

Moilanen, R., H. Pyysalo, K. Wickström and R. Linko, 1982. Time trends of chlordane, DDT and PCB concentrations in pike (Esox lucius) and Baltic herring (Clupea harengus) in the Turku archipelago, Northern Baltic Sea for the period 1971-1982. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 334-340.

Mowrer, J., K. Åswald, G. Burgermeister, L. Machard and J. Tarradellas, 1982. PCB in a Lake Geneva ecosystem. Ambio 11: 355-358.

Muir, D.C.G., W.K. Marshall and G.R.B. Webster, 1985. Bioconcentration of PCDDs by fish: effects of molecular structure and water chemistry. Chemosphere 14: 829-833.

Murray, A.J., 1981. Metals, organochlorine pesticides and PCB residue levels in fish and shellfish landed in England and Wales during 1975. Ministry of Agriculture Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research. Aquatic environment monitoring report No. 5. Lowestoft.

Murray, A.J. and M.G. Norton, 1982. The field assessment of effects of dumping wastes at sea: 10 analysis of chemical residues in fish and shellfish from selected coastal regions around England and Wales. Fisheries Res. Techn. Rep. No. 69. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Directorate of Fisheries Research. Lowestoft.

Murray, A.J. and J.E. Portmann, 1982. Management of conservative pollutants in the marine environment. Some advantages and a few problems of using fish and shellfish. Mar. Poll. Bull., 13: 300-304.

Murty, A.S., 1986. Toxicity of pesticides to fish. Vol. I. CRC Press, Boca Raton, Florida. 178 pp.

Musial, C.J. and J.F. Uthe, 1983. Widespread occurrence of the pesticide Toxaphene in Canadian East coast marine fish. Int. J. Environ. Chem. 14: 117-126.

NAS, 1979. Polychlorinated biphenyls. A report prepared by the Committee on assessment of polychlorinated biphenyls in the environment. Environmental Studies Board/Commission on Natural Resources/National Research Council. National Academy of Science.

Washington.

NAS/NAE (National Academy of Science/National Academy of Engineering).  
Section II - Freshwater aquatic life and wildlife. Water Quality  
Criteria. Ecological Research Series, EPA-R3-73-033. Mars 1973, s.  
106-113.

Neilsson, A.H., Allard, A.-S., Reiland, S., Remberger, M., Tärnholm,  
A., Viktor, T. and L. Landner, 1984. Tri- and tetraeratrole  
metabolites produced by bacterial O-methylation of tri- and tetra-  
chloroquaicol: An assessment of their bioconcentration potential  
and their effect on fish reproduction. Can. J. Fish. Aquat. Sci.  
41: 1502-1512.

Niimi, A.J., 1983. Physiological effects of contaminant dynamics in  
fish. Kap. 8, s. 207-246 i J.O. Nriagu (red.): Aquatic Toxicology.  
Vol. 13 i Advances in Environmental Science and Technology. John  
Wiley & Sons, New York etc. 525 pp.

Niimi, A.J., 1985. Biological half-lives of chlorinated diphenyl  
ethers in rainbow trout (Salmo gairdneri). Aquat. Toxicol. 9: 105-  
116.

Nisbet, I.C.T. and L.M. Reynolds, 1984. Organochlorine residues in  
common terns and associated estuarine organisms. Massachusetts,  
USA, 1971-81. Mar. Environ. Res. 11: 33-66.

Norheim, G. and S.O. Roald, 1985. Distributions and elimination of  
hexachlorobenzene, octachlorostyrene and decachlorobiphenyl in  
rainbow trout, Salmo gairdneri. Aquatic Toxicol. 6: 13-24.

Oehme, M. og S. Manø, 1986. Bestemmelse av polyklorete dioksiner og  
dibenzofuraner i fiskeprøver. OR 77/86 fra Norsk institutt for  
luftforskning. ISBN 82-7247-757-86. Okt. 1986, 11 s.

O'Keefe, P.O., C. Meyer, D. Hilker m.fl., 1983. Analysis of 2,3,7,8-  
tetrachlorodibenzo-p-dioxin in Great Lakes fish. Chemosphere 12:  
325-332.

O'Keefe, P., D. Hilker and C. Meyer m.fl., 1984. Tetrachlorodibenzo-  
p-dioxins and tetrachlorodibenzofurans in Atlantic Coast striped  
bass and selected Hudson River fish, waterfowl and sediments.  
Chemosphere 13: 849-860.

Olsson, M., 1982. Persistenta bioakkumulerande ämnen i miljön. Ett

- försök att se vad ekologisk miljöforskning har lärt sig och står inför. S. 7-28 i N. Johansson (red.): Förekomst och effekter av persistenta organiska ämnen i miljön. Projektområdekongress, Wenner-Gren Center, Stockholm den 9. mars 1982. Statens naturvårdsverk. SNV PM 1552.
- Olsson, M., S. Jensen and L. Reutergård, 1978. Seasonal variation in PCB levels in fish - an important factor in planning aquatic monitoring programs. *Ambio* 7: 66-69.
- Opperhuizen, A., E.W. v.d. Velde, F.A.P.C. Gobas, D.A.K. Liem, J.M.D. v.d. Steen and O. Hutzinger, 1985. Relationship between bioconcentration in fish and steric factors of hydrophobic chemicals. *Chemosphere* 15: 1871-1896.
- Opperhuizen, A., W.J. Wagner, F.W.M. van der Wielen, M. van der Berg, K. Olie and F.A.P.C. Gobas, 1986. Uptake and elimination of PCDD/PCDF congeners by fish after aqueous exposure to a fly-ash extract from municipal incinerator. *Chemosphere* 15: 2049-2053.
- Ottar, B., J.M. Pettersen og A. Semb, 1980. Utslipp og forekomst av heksaklorbensen i Norge. NILU-rapport 63/78. ISBN 82-7247-162-0. 40 s.
- Paasivirta, J. and R. Linko, 1980. Environmental toxins in Finnish wildlife. A study on time trends of residue contents in fish during 1973-1978. *Chemosphere* 9: 643-661.
- Paasivirta, J., J. Särkkä, M. Aho, K. Surma-Aho, J. Tarhanen and A. Roos, 1981. Recent trends of biocides in pikes of the lake Päjänne. *Chemosphere* 10: 405-414.
- Paasivirta, J., J. Särkkä, K. Surma-Aho m.fl., 1983. Food chain enrichment of organochlorine compounds and mercury in clean and polluted lakes of Finland. *Chemosphere* 12: 239-252.
- Paasivirta, J., J. Tarhanen and J. Soikkeli, 1986. Occurrence and fate of polychlorinated aromatic ethers (PCDE, PCA, PCV, PCPA and PCBA) in environment. *Chemosphere* 15: 1429-1433.
- Pertillä, M., V. Tervo and R. Parmanne, 1982. Age dependence of the concentrations of harmful substances in Baltic herring (Clupea harengus). *Chemosphere* 11: 1019-1026.
- Prosjektutvalg for økotoksikologisk testing 1984 og 1985. Fagrapport

- 1/84, 19/10 1984, 39 s. og Fagrapport 1/85, 63 s. + vedlegg (SI, NIVA og Norges Veterinærhøgskole).
- Pyysalo, H., K. Wickström og R. Litmanen, 1981. Contents of chlordane-PCB- and DDT-compounds in the lake area of eastern Finland. *Chemosphere* 8: 865-876.
- Pyysalo, H., K. Wickström and R. Litmanen, 1983. A baseline study on the concentrations of chlordane-, PCB- and DDT-compounds in Finnish fish samples in the year 1982. *Chemosphere* 12: 837-842.
- Ramdahl, T., G.E. Carlberg og P. Kolsaker, 1986. Analysis of chlorinated styrenes in environmental samples using negative ion chemical ionization mass spectrometry. *Sci. Total. Environ.* 48: 147-155.
- Rappe, C. and H.R. Buser, 1980. Chemical properties and analytical methods. S. 41-76 i R.D. Kimbrough (red.): Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related compounds. Elsevier/North Holland Biomedical Press. Amsterdam, etc. 406 s.
- Rappe, C., P.A. Bergqvist and S. Marklund, 1985. Analysis of PCDF and dioxins in ecological samples. S. 125-138 i L.H. Keith, C. Rappe and G. Choudhary (red.): Chlorinated Dioxins and Dibenzofurans in the Total Environment. Vol. 2. Butterworth, Woburn, MA.
- Renberg, L., G. Sundström and L. Reuthergårdh, 1978. Polychlorinated terphenyls (PCT) in Swedish white-tailed eagles and in grey seals. A preliminary study. *Chemosphere* 6: 477-482.
- Renberg, L., M. Tarkpea and G. Sundström, 1986. The use of the bivalve Mytilus edulis as a test organism for bioconcentration studies. II The bioconcentration of two <sup>14</sup>C-labeled chlorinated paraffins. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 11: 361-372.
- Richard, D.G. and M.E.R. Dulley, 1983. The levels of some heavy metals and chlorinated hydrocarbons in fish from the tidal Thames. *Environ. Pollut. (Ser. B)* 5: 101-119.
- Rubinstein, N.I., W.T. Gilliam and N.R. Gregory, 1984. Dietary accumulation of PCBs from a contaminated sediment source by a demersal fish (Leiostomus xanthurus). *Aquat. Toxicol.* 5: 331-342.
- Ryan, J.J., P.-Y. Lau, J.C. Pilon and D. Lewis, 1985. 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin and 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzofuran residues

- in Great Lakes commercial and sport fish. S. 87-97 i L.H. Keith, C. Rappe og G. Choudhary (red.): Chlorinated dioxins and dibenzofurans in the total environment. Vol. 2. Butterworth, Woburn, MA.
- Rygg, B., 1978. Klororganiske mikroforurensninger. Litteraturstudium. Rapport XR 16 fra Norsk institutt for vannforskning. ISBN 82-577-0078-9. 318 s.
- Savinova, T.N., L.E. Ugryumova og V.V. Andruyshchenko, 1981. Content of DDT and its metabolites in fish and invertebrates of the Barents Sea shelf. *Hydrobiol. J.* 17: 75-78.
- Schmitt, C.J., J.L. Ludke and D.F. Walsh, 1981. Organochlorine residues in fish: National Pesticide Monitoring Program 1970-74. *Pest. Monitor. J.* 14: 136-155 pluss appendiks.
- Schneider, R., 1982. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in cod tissues from the Western Baltic. Significance of equilibrium partitioning and lipid composition in the bioaccumulation of lipophilic pollutants in gill-breathing animals. *Meeresforsch.* 29: 69-79.
- SFT (Statens Forurensningstilsyn), 1980a. Klorerte naftalener. Forprosjekt. SFT-rapport 3/80, 16 s. (Utredende institutt: SI).
- SFT (Statens Forurensningstilsyn), 1980b. Materialstrømanalyse av klorparafiner. Forprosjekt. SFT-rapport 5/80, 22 s. (Utredende institutt: SI).
- SFT (Statens Forurensningstilsyn), 1980c. Klorerte terfenyler. Forprosjekt. SFT-rapport 4/80, 23 s. (Utredende institutt: SI).
- Sims, G.G., J.R. Campbell, F. Zemlyak og J.M. Graham, 1977. Organochlorine residues in fish and fishery products from the Northwest Atlantic. *Bull. Env. Contam. Toxicol.* 18: 697-705.
- Skåre, J.V., J. Stenersen, N. Kveseth og A. Polder, 1985. Time trends of organochlorine chemical residues in seven sedentary marine fish species from a Norwegian fjord during the period 1972-1982. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14: 33-41.
- Smokler, P.E., D.R. Yovag og K.L. Gard, 1979. DDTs in marine fishes following termination of dominant California input: 1970-77. *Mar. Pollut. Bull.* 10: 331-334.
- Smuckler, E.A., 1985. Biological effects of dioxins and other

- halogenated polycyclics. S. 215-224 i Kamrin, M.A. og P.W. Rogers (red.): Dioxins in the environment. Hemisphere Publ. Corp. Washington, etc. 1985, 328 pp.
- Stalling, D.L., R.J. Norstrøm, L.M. Smith og M. Simon, 1985. Pattern of PCDD, PCDF and PCB contamination in Great Lakes fish and birds and their characterization by principal component analysis. Chemosphere 14: 627-643.
- Stalling, D.L., L.M. Smith, J.D. Petty m.fl., 1983. Residues of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in Laurentian Great Lakes fish. S. 221-240 i E. Tucker et al. (red.): Human and environmental risks of chlorinated dioxins and related compounds. Series Environ. Sci. Res. 26. Plenum Publ. Corp.
- Steinwandter, R., 1976. Zum Lindanmetabolismus an Pflanzen. 1. Bildung von Hexachlorbenzol. Chemosphere 2: 119-125.
- Steinwandter, H. og H. Schlüter, 1978. Experiments on lindane metabolism in plants. IV. A kinetic investigation. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20: 174-179.
- Svanberg, O. (red.), 1983. Chlorinated paraffins. A review of environmental behaviour and effects. Rapport Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1614. 52 s.
- Takeshita, R. og H. Yoshida, 1979. Studies on environmental contamination by polychlorinated naphthalenes (PCN)IV. Contamination of marine fishes by PCN. Eisei Kagaku 25: 29-33.
- Tarkpea, M., I. Hagen, G.E. Carlberg, P. Kolsaker og H. Storflor, 1985. Mutagenicity, acute toxicity, and bioaccumulation potential of six chlorinated styrenes. Bull. Envir. Contam. Toxicol. 35: 525-530.
- Tervo, V., K. Erkomaa, H. Sandler m.fl., 1980. Contents of metals and chlorinated hydrocarbons in fish and benthic invertebrates in the Gulf of Bothnia and in the Gulf of Finland in 1979. Aqua Fenn. 10: 42-57.
- Tuinstra, L.G.M.Th., J.J.M. Driessen, H.J. Keukens, T.J. van Munsteren, A.H. Roos og W.A. Traag, 1983. Quantitative determination of specified chlorobiphenyls in fish with capillary gas chromatography and its use for monitoring and tolerance purposes. Int. J. Environ. Anal. Chem. 14: 147-157.

- Underdal, B., Norheim, G., Hoff, H. og T. Håstein, 1981. Kvikksølv og klorerte hydrokarboner i fisk fra Skiensvassdraget og fjordene i Grenlandsområdet. Veterinærinstituttet, Institutt for Næringsmiddelhygiene, Skiens off. kjøtt- og næringsmiddelkontroll. Oslo/Skien, nov. 1981. 29 s. + tabellbilag.
- Vandamme, K. og D. Maertens, 1983. Les teneurs en composés organochlores dans les organismes marins de different niveaux trophiques. Rev. Agricult. 6: 1677-1682.
- Vogelsang, J., K. Kypke-Hutter, R. Malisch, P. Binnemann og W. Dietz, 1986. The origin of the contamination of fish from the river Neckar with hexachlorobenzene, octachlorostyrene and pentachlorobenzene: Formation in an industrial process. II The formation of contaminants in the degassing of an aluminium foundry with chlorine. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 182: 471-474.
- Vuorinen, P.J., J. Paasivirta, T. Piilola, K. Surma-Aho og J. Tarhanen, 1985. Organochlorine compounds in Baltic salmon and trout. I Chlorinated hydrocarbons and chlorophenols 1982. Chemosphere 14: 1729-1740.
- Wachtmeister, C.A. og G. Sundström, 1979. Miljögifter och miljöförureningar - en översikt med exempel från yttre miljö och arbetsmiljö. S. 243-333 i T.-H. Iversen (red.): Kjemiske miljøgifter - effekter på biologiske systemer. Universitetsforlaget, Oslo, 1979. 358 s.
- Weber, R.R., 1983. ΣDDT and PCBs in equatorial Atlantic organisms. Mar. Pollut. Bull. 14: 274-275.
- Weerasinghe, N.C.A. og M.L. Gross. Origins of polychloro-dibenzo-p-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF) in the environment. S. 133-153 i M.A. Kamrin og P.W. Rogers (red.): Dioxins in the environment. Hemisphere Publ. Corp. Washington, etc. 1985. 328 s.
- Wells, D.E. and A.A. Cowan, 1984. Fate and distribution of the mothproofing agents dieldrin and Eulan WA New in Loch Leven, Kinross, 1964-1979. Environ. Pollut. (Ser. B), 7: 11-33.
- Westernhagen, H. von, H. Rosenthal, V. Dethlefsen, W. Ernst, U. Harms og P.-D. Hansen, 1981. Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder (Platichthys flesus).



- Aquat. Toxicol. 1: 85-99.
- WHO, 1979. DDT and its derivatives. Environmental Health Criteria 9. Geneve, 194 s.
- WHO, 1984a. Chlordane. Environmental Health Criteria 34. Geneve, 82 s.
- WHO, 1984b. Heptachlor. Environmental Health Criteria 38. Geneve, 81 s.
- WHO, 1984c. Camphechlor. Environmental Health Criteria 45. Geneve, 66 s.
- Wickström, K., H. Pyysalo og M. Perttilä, 1981. Organochlorine compounds in the liver of cod (Gadus morhua) in the Northern Baltic Chemosphere 10: 999-1004.
- Öberg, T. og J.G.T. Bergström, 1985. Hexachlorbenzene as an indicator of dioxin production from combustion. Chemosphere 14: 1081-1086.

**APPENDIKSTABELLER MED NOTER TIL REFERANSER**

**(Appendix tables with notes to references)**

A1	PCB i torsk (cod), s. 80
A2	PCB i skrubbe (flounder), s. 86
A3	PCB i sild (herring), s. 88
A4	PCB i skrubbe (flounder), s. 92
A5	PCB i ål (eel), s. 94
A6	PCB i div. marine arter (various marine species), s. 96
A7	PCB i ferskvannsvisk (freshwater fish), s. 104
A8	ΣDDT i torsk (cod), s. 111
A9	ΣDDT i skrubbe (flounder), s. 114
A10	ΣDDT i sild (herring), s. 116
A11	ΣDDT i rødspette (plaice), s. 118
A12	ΣDDT i ål (eel), s. 119
A13	ΣDDT i div. marine arter (various marine species), s. 120
A14	ΣDDT i ferskvannsfisk (freshwater fish), s. 125
A15	ΣHCH i torsk (cod), s. 129
A16	ΣHCH i rødspette (plaice), sild (herring), skrubbe (flounder) og ål (eel), s. 132
A17	ΣHCH i div. marine arter (various marine species), s. 136
A18	ΣHCH i ferskvannsfisk (freshwater fish), s. 138
A19	Dieldrin i torsk (cod), s. 140
A20	Dieldrin i rødspette (plaice), sild (herring), skrubbe (flounder) og ål (eel), s. 141
A21	Dieldrin i div. marine arter (various marine species), s. 144
A22	Dieldrin i ferskvannsfisk (freshwater fish), s. 147
A23	Aldrin i diverse arter (various species), s. 149
A24	Endrin -"- -"- -"- -"- , s. 150
A25	Toxafen -"- -"- -"- -"- , s. 151
A26	Chlordan i div. marine arter (various marine species), s. 153
A27	Chlordan i ferskvannsfisk (freshwater fish), s. 156
A28	Heptaklor og heptakloreposid i diverse arter (various species), s. 158
A29	HCB i torsk (cod), s. 160
A30	HCB i rødspette (plaice), sild (herring), skrubbe (flounder) og ål (eel), s. 162
A31	HCB i div. marine arter (various marine species), s. 164
A32	HCB i ferskvannsfisk (freshwater fish), s. 166
A33	OCS (Oktaklorstyren) i diverse arter (various species), s. 168
A34	Klorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner i diverse arter (various species), s. 169
A35	EPOCl i diverse arter (various species), s. 173

Tabell A1. PCB i torsk (*Gadus morhua*) fra områder med ulik grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til referanser.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Abdullah et al. 1986			4.8±5.8	~15
Andersson et al. 1984	I <0.05(0.13)	<6.8?		
-"-	II <0.05	<9.3?	II 9.9	~19.8
-"-	III <0.05	<5.0?	III 4.2(2.5-5.6)	~11.8
-"-	IV <0.05	<7.5?	IV 2.0 (3.5)	~11
Enger et al. 1983	I <0.05		I 4.4	~9.5
	II <0.05		II 2.3	~6.6
Enger et al. 1985			I 2.3	~11.2
			II 1.7-1.8	~7.8-8.3
Butler og Schutzmann 1979			1.12	
Falandysz 1983			4-51	8.4-83
Falandysz 1984a			4.6-31	11-120
Falandysz 1986c			3.6-9.8	6.1-17
Falandysz 1985b	0.08-0.24	15-40		
Falandysz 1986b	0.03-0.09	11-24		
Franklin 1987			2.5	~6.5
Freeman et al. 1982	0.02 (0.03)		5.1 (9.0)	
Freeman et al. 1984			1.71±0.9	
Green 1987			I ~2.9	
-"-			II ~5.7	
-"-			III ~0.37	~0.9
Harvey et al. 1974	I 0.038	34?	22	41
-"-	II 0.002	0.8	0.73	1.9
Huschenbeth 1977	I 0.036	~12	I 0.43-0.52	~0.8-0.9
	II 0.11	~70		
Huschenbeth 1985	0.05-0.12	~9-14		
ICES 1977a	I ~0.005	~1	I 0.45	~1
-"-	II 0.006	~0.6	II 0.6-1.8	~1-4
-"-	III 0.019-0.049	~4-10	III 5.6-19.6	~10-35
ICES 1977b	<0.01-0.11	~1-55	1.2-9.8(32)	~3-55(80)
ICES 1980a			1.3-1.9	~2-4
ICES 1980b	I 0.01-0.05	I ~4-15	I 0.8-4.3	~2-25
	II 0.007-0.016	II ~1.2-2.5	II 0.7-4.8	~4-9.5
ICES 1984	I 0.007-0.014	I 0.8-2.2	I 0.8-3.8	I 4.9-9.9
			II 3.6-6.0	II 10.1-12.3
Kerkhoff et al. 1982			I ~1.5-2.7	2.9-4.6
			II ~7.6-8.5	13-17

Tabell A1, forts.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Knutzen 1982			6.0(1.6-11.6)	
Knutzen 1984			I 1.7±1.2	
			II 2.9±1.4	
Knutzen 1986	<0.01	<2.5		
*Knutzen og Kvalvågnes 1982	0.004(0.015)	~0.6(0.9)		
Kruse og Krüger 1984	0.29	~4.8		
Kveseth og Bjerk 1976			0.3-3.9(9.2)	2.2-19(88)
Kveseth et al. 1977			1.2(0.4-2.5)	3.8(1.2-10.7)
Miettinen et al. 1985	0.032	7.0(8.2)		
Murray 1981	I <0.01	I <2.5	I 0.22	I ~0.45
	II 0.02	II ~10	II 5.4	II ~13
	III 0.03	III ~7.5	III 4.2	III ~9
Murray og Norton 1982	0.01		1.1-3.0	
Schneider 1982	0.023	~3.2	~2.9	~5.7
Sims et al. 1977	0.04(0.09)		5.1(19)	
Skåre et al. 1985			0.45(1.1)	~1.4
Tervo et al. 1980			1.7(3.1)	2.7(6.1)
Vandamme og Maertens 1983	~0.027	3.8		
Wickstrøm et al. 1981			I 2.3(6.8)	
			II 3.0(9.7)	
			III 5.3(10.9)	
Andre: Se noter				

Noter til tabell A1.

Abdullah et al., 1986. Middell og standardavvik for 24 fisk fra Indre Oslofjord 1985-86. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Andersson et al., 1984. Middelveidier av 5 prøver fra hver av Gävle/Östersjön (I) 1977, Malmö (II) 1976, Landskrona (III) 1981 og Höganäs (IV) 1981. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

Butler og Schutzmann, 1979. Blandprøve av 30 fisk fra ulike lokaliteter minimum 8 km fra New England kyst, 1974.

Enger et al., 1983. Middelveidier av 26-27 fisk fra indre (I) og ytre (II) Oslofjord 1982. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

Enger et al., 1985. Middelveidier av ca. 20 fisk fra Drøbak (I) og Færder (II) 1982-83. Omregnet til "normalisert torsk". 2.8 kg, 48 cm, fett-% 22.

- Falandysz, 1983. Gdanskbukten 1981. Variasjonsområdet for middelveier av ulike lengdegrupper. Økende PCB-konsentrasjon med økende lengde.
- Falandysz, 1984a. Variasjonsområdet for middelveier av ulike lengdegrupper. Ulike lokaliteter fra sydlige Østersjøen 1981 her betraktet under ett.
- Falandysz, 1985b, 1986b. Sitert middelveier fra ulike områder i sydlige Østersjøen 1981 og 1983 (n=(4)12-21). Bemerkelsesverdig stor forskjell mellom PCB-konsentrasjonene i 1981 og 1983. Forf. anmerker at fisken var større i 1981 (50-60 cm) enn i 1983 (40-45 cm).
- Falandysz, 1986c. Som Falandysz 1984a, men prøver fra 1983.
- Franklin, 1987. Sitert middelveier fra Humberestuaret okt. 1983. Angitt å være "lave" konsentrasjoner for alle klororganiske forbindelser (unntatt dieldrin). Omregnet til fettbasis her.
- Freeman et al., 1982. Middelveier og maksimum for 10 hannfisk fanget utenfor Nova Scotia, Canada (kontrollgruppe i eksperiment). Betegnet som "moderately contaminated".
- Freeman et al., 1984. Middelveier og standardavvik for 100 eksemplarer fanget et par km utenfor Halifax, Canada, 1980.
- Green, 1987. Middelveier av 10-25 fisk fra Indre Oslofjord (I), Ytre Oslofjord (II) og Orkdalsfjorden (III) 1985. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Harvey et al., 1974. I: George Bank (New England), II: Danmarkstredet (Grønland), 1970-1972. Bemerkelsesverdig lavt fettinnhold?
- Huschenbeth, 1977. Blandprøve (?) av 10 fisk fra Grønland 1975 (I) og 10 fra Nordsjøen 1973. Lever: Variasjon i middel for 3 og 7 fisk fra Grønland. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Huschenbeth, 1985. Prøver fra Waddensjøen, Nederland 1982-84. Blandprøver av (1)-2-11 eks. Avrundede verdier. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.
- ICES 1977a. Materiale fra vest for Grønland des. 1975 (I), nordlige del av Nordsjøen 1974-75 (II) og sentrale/sydlige del av Nord-

sjøen 1974-75 (III). Middelverdier. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her. (I Nord-Atlanteren, rapportens område XIV, ble det rapportert høyere PCB-innhold enn ved Grønland: 0.2-0.7 mg/kg friskvekt og opp mot 20 mg/kg på fettbasis.

ICES 1977b. Variasjonsområde for middelverdier fra flere områder i sentrale og sydlige del av Nordsjøen 1976 (minus Tyskebukten: 0.16-0.18 mg/kg friskvekt). Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her. De fleste leververdier under 10 mg/kg friskvekt. PCB maksimalverdi i parentes.

ICES 1980a. Resultater fra kystnære og åpne farvann i Canada, 1976. Variasjon i middelverdier for ca. 10 fisk. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

ICES 1980b. Variasjon i middelverdier i prøver fra Skottland (I) og østkysten av Canada (II), 1977.

ICES 1984. Middelverdier fra østkysten av Canada 1978 (I) og fra Irskesjøen og sydlige del av Nordsjøen 1978 (engelske og tyske resultater, II).

Kerkhoff et al., 1982. To blandprøver à 21-25 eks. fra henholdsvis nordlige og sentrale Nordsjøen (I) og fra sydlige Nordsjøen utenfor Nederland (II) 1980-81. Omregning til friskvektsbasis her.

Knutzen, 1982. Middelverdi og variasjonsområde for 11 torsk fra 4 lokaliteter i indre Oslofjord 1981-82. Ikke målt fettprosent.

Knutzen, 1984. Middelverdier i fisk fra henholdsvis Kirkøy (I) og Armaløy (II), Hvalerområdet, 1980. Fettprosent ikke angitt.

Knutzen, 1986. Blandprøver av 5 fisk fanget i indre Fedafjorden, 1984 (innenfor Agnholmen).

Knutzen og Kvalvågnæs, 1982. Middelverdi og individuell maks-verdi (parentes) for 11 fisk fra den lite berørte Stavfjorden 1981.

Kruse og Krüger, 1984. Fisk fra Tyskebukta (Sydl. Nordsjøen), 1984.

Kveseth og Bjerk, 1976. Variasjonsintervall for middelverdier av (2) 10-22 fisk fra vel 20 lokaliteter (Vestlandsfjorder, 1972) uten kjente punktkilder for PCB. Maks. individuelle konsentrasjon i parentes.

Kveseth et al., 1977. Middelveidi og variasjonsområde for 28 fisk fra Sogndalsfjorden 1974 (langt fra eventuelle industrielle punktkilder).

Miettinen et al., 1985. Middelveidier og maksimum for 2 prøver à 2-3 fisk fra Finskebukten i 1978. 50% nedgang fra tidligere målte PCB-konsentrasjoner på fettbasis.

Murray, 1981. Sitert middelveidier fra 3 kategorier av vannforekomster i 1975. I: Fjerne farvann (Barentshavet, Grønland, etc.), II: Nære farvann, men fangststeder langt fra kysten (Nordsjøen, Irskesjøen o.a.), III: Kystfarvann, inklusiv enkelte industriforurensede estuarer. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her ut fra midlere fettkonsentrasjon. OBS: korrigert Murrays middelveidiberegning for omr. II/lever.

Murray og Norton, 1982. Forfatterens angivelse av "Typical concentrations, ..... near waters" (i forhold til "inshore"). Materiale fra 1970-1974. Fettprosent ikke angitt.

Schneider, 1982. Middelveidier (delvis avrundet) av 18/17 prøver fra Kielerbukten 1977.

Sims et al., 1977. Middelveidi og maksimum (parentes) for blandprøver fra flere lokaliteter på Canadas østkyst 1971-72. Delvis avrundede verdier. Fettprosent ikke angitt. Fant høyere middelkonsentrasjon i torskelever enn i prøver av tran (middelkonsentrasjon 2.9 mg/kg).

Skåre et al., 1985. Materiale fra Sogndalsfjorden 1982 (langt fra eventuelle PCB-punktkilder). PCB-konsentrasjonene må antas representative for i det vesentlig fjernbelastede norske fjordområder. Aritmetisk middel av 18 fisk og individuell maksimumskonsentrasjon. Avrundede verdier. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Tervo et al., 1980. Sitert middelveidi og maksimum av et 50-talls fisk fra Bottenviken 1979. Lavere konsentrasjon enn i torsk fra Finskebukten.

Vandamme og Maertens, 1983. Middelveidi av 10 fisk fra den belgiske kontinentalsokkel 1983. Konsentrasjon på friskvektsbasis beregnet her.

Wickstrøm et al., 1981. 2 år gamle hunntorsk fra Bottenhavet (I),

munningen av Finskebukten (II) og innerst i Finskebukten (III), 1979(?). Avrundede middelveier og individuelle maksimumsverdier fra 15-21 fisk. Fettprosent ikke angitt.

Andre. Brevik et al. (1978) fant i prøver fra norske havner i 1976 av lever fra flere arter torskefisk betraktet under ett (mest torsk eller hvitting, til dels også en del sei eller lyr), middelveier på 0.8-7.5 mg/kg friskvekt. Høyeste konsentrasjoner ble funnet i Oslofjorden og ved Bergen, på Vestlandet og nordover mest 1-2 mg/kg friskvekt eller ca. 2.5-4(10) mg/kg fett.



Tabell A2. PCB i skrubbe (Platichthys flesus) fra områder med ulik grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til referanser.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Enger et al. 1985			0.18(0.69)	~3.0(11.9)
Falandysz 1985a	0.042-0.121	5.1-8.5		
Franklin 1987			0.93	~4.5
Green 1987			0.06	~0.9
Huschenbeth 1985	0.017-0.07	3.1-9.3		
ICES 1980b			1.6(4.0)	~11
ICES 1984	<0.05	<7-10		
Jensen 1982	<0.01-0.01			
Knutzen 1984			0.5-0.6(1.0)	
Knutzen 1986	<0.02	<2.5		
Knutzen et al. 1986a			1.4	
Kveseth et al. 1977			0.08(0.24)	2.8(7.7)
Luckas og Lorenzen 1981	I 0.026 (0.05) II 0.012 (0.027)			
Murray 1981	0.1	~25	1.2	30
Richard og Dulley 1983	0.022-0.043	~4.5-16		
Skåre et al. 1985			0.03(0.06)	~0.95
Vandamme og Maertens 1983	~0.09	11.5		

Noter til tabell A2.

Enger et al., 1985. Middell og individuelt maksimum (i parentes) for 25 fisk fra Sandebukta, 1983. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Falandysz, 1985a. Variasjon i middellverdier for flere fangststeder i sydlige Østersjøen, 1983.

Franklin, 1987. Sitert middellverdi fra Humberestuaret, okt. 1983. Angitt å være "lave" konsentrasjoner av alle klororganiske forbindelser. Omregnet til fettbasis her.

Green, 1987. Middellverfdi av 25 eks. fra Oslofjorden, 1985. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Huschenbeth, 1985. Variasjonsintervall for 4 blandprøver à 5-10 fisk fra Wadden Zee (Nederland), 1982-1984. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her. Sannsynlig med markert diffus belastning.

- ICES 1980b. Middel av omregning til fettbasis foretatt her av 18 eks. fra England (sydlige Nordsjøen 1977). Konsentrasjon på fettbasis beregnet her (idet angitt konsentrasjon i rapport ikke stemmer med referert midlere fettprosent).
- ICES 1984. Prøver fra Skagerrak/Kattegat og sydlige Nordsjøen 1979.
- Jensen, 1982. Blandprøver fra Øresund og Storebelt 1980. Fettprosent ikke angitt.
- Knutzen, 1984. Middel og individuelt maksimum for 11-12 fisk fra Kirkøy og Asmaløy, Hvalerområdet. Fettprosent ikke angitt.
- Knutzen, 1986. Blandprøve av 9 eks. fra indre Fedafjorden. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Knutzen et al., 1986a. Middel av 3 eks. fra indre del av Drammensfjorden. Fettprosent ikke angitt. OBS: Høy konsentrasjon i blandprøve av 2 torsk fra samme område: 38 mg/kg.
- Kveseth, et al., 1977. Middelerdi og individuelt maksimum (i parentes) for 9 fisk fanget 1974 i Sogndalsfjorden (som må antas uberørt av industrielle punktkilder).
- Luckas og Lorenzen, 1981. Middel av 50/20 prøver og maksimum for henholdsvis lokalitet i Østersjøen (I) og Nordsjøen (II), 1981. Fettprosent ikke angitt.
- Murray, 1981. Middelerdi for kommersiell fangst 1975 i det forfatteren betegner "inshore areas", som inkluderer enkelte industriforurensede estuarer. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Richard og Dulley, 1983. Intervall for midlere konsentrasjoner i årsklassene 1-4 av fisk fra Themsenestuaret, 1977-80. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Skåre et al., 1985. Sitert middel og maksimal konsentrasjon i skrubbe fra Sogndal 1982 (kfr. Kveseth et al., 1977 ovenfor). Midlere konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Vandamme og Maertens, 1983. Middelerdi av 10 eks. fra kysten av Belgia 1983. Konsentrasjon på friskvektsbasis beregnet her.

Tabell A3. PCB i sild (*Clupea harengus*) fra områder med ulik grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til referanse.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Andersson et al.	I 0.53 (0.76) II 0.36 (0.57) III 0.27 (0.40)	~8.7 ~2.8 ~2.2		
Bjerk 1972	~0.055	~1.0(1.5)		
Brevik 1978			~0.25	0.4±0.1
Butler og Schutzmann 1979			0.13	
Falandysz 1986a	0.26-0.69	4.7-15		
Hansen et al. 1985	~0.12-1.8	~1.2-13	0.02-0.51	~0.8-13
Huschenbeth 1977	~0.18/0.27	~18/2.3		
Huschenbeth 1985	~0.25-0.26	~23-25		
ICES 1977a	~0.07	~0.8		
ICES 1977b	0.04-0.13	~1.5-6.5	0.01-0.30	~0.2-7
ICES 1980b	0.09-0.21	~1.5-4.0	0.20-0.41	~1.6-5
ICES 1984	I 0.3 II 0.13-0.66	9.5 2.4-6.0	0.03-0.09	0.6-1.2
ICES 1986 (sildolje)		1.05		
Jansson et al. 1979	~0.25	7.9		
Kerkhoff et al. 1982	I 0.11 II 0.19	~1.1 ~2.3		
Kruse og Krüger 1984	0.30-0.32	~3.0	0.96	~8
Luckas et al. 1980a	0.36-1.12			
Luckas og Lorenzen 1981	I 0.05(0.07) II 0.21(0.50)			
Miettinen et al. 1985	0.09(0.13)	3.6(3.7)		
Moilanen et al. 1982	~0.23-0.47	3.5-6.7		
Murray 1981	0.41	~5.0	0.45	~9
Murray og Norton 1982	0.29-0.72		0.15	
Paasivirta og Linko 1980	0.14-0.24	~8.3-11.8		
Pertillä et al. 1982	~0.02-0.06	~0.8-1.5		
Schneider 1982	0.23	~2.0		
Tervo et al. 1980	0.037-0.054	1.6-2.6		
Vandamme og Maertens 1983	~0.11	3.6		

#### Noter til tabell A3

Andersson et al. 1984. Fisk fra kommersielle fangster fra Bottenviken 1980-81 (I), Østersjøen 1980-81 (II) og vestkysten av Sverige 1977 (III). Sitert middelverdien og maksimalkonsentrasjon fra siste prøveserie, dvs. 1980-81 for I/II og 1977 for III. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

- Bjerk, 1972. 8 prøver av storsild fanget ved Kristiansund i 1971. Midlere konsentrasjon på friskvektsbasis beregnet her (maksimum i parentes). Avrundede verdier.
- Brevik 1978. Middel av 3 eks. fra Kristiansandssfjorden 1975.
- Butler og Schutzmann, 1977. Middelerverdi av 40 eks., New England 1974.
- Falandysz, 1986a. Fra ulike fangststeder i sydlige del av Østersjøen, 1983. Sitert intervall for middelerverdier (ingen systematisk variasjon med avstand fra mulig PCB-forurensede vassdrag, større byer o.l.).
- Hagel, P. and L.G.M.Th. Tuinstra. Trends in PCB contamination in Dutch coastal and inland fishery products 1972-1976. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 671-676.
- Hansen et al., 1985. Materiale fra Travemünde (Østersjøen 1979). Sitert variasjonsintervall for ca. 70 fisk. 90% av obs. lå under halvparten av anførte maksimalverdier. Omregning til fettbasis her.
- Huschenbeth, 1977. Blandprøver fra henholdsvis Helgoland (n=8) og Farndypet utenfor Storbritannia (n=15) 1973. Omregning til fettbasis her.
- Huschenbeth, 1985. Fisk fra Waddensjøen, Nederland, 1982-84. Sannsynligvis markert diffus belastning. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her. Avrundede verdier.
- ICES, 1977a. Referert ca. middelerverdi for 10 fisk fra sentrale Nordsjøen 1975. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- ICES, 1977b. Variasjonsintervall for middelerverdier fra flere steder i Nordsjøen og Irskesjøen 1976. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her. Utelatt en ekstremverdi fra Skottland.
- ICES, 1980b. Sild fra Skottland. Intervall for middelerverdier. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.
- ICES, 1984. Materiale hhv. fra sydlige Nordsjøen (I, middelerverdi) og fra Canada (II, intervall for 3 blandprøver). 1978.

- Jansson et al., 1979. Blandprøve av 40 eks. fra Gotland 1978. Konsentrasjon på friskvektsbasis beregnet her.
- Kerkhoff et al., 1982. Blandprøver fra Atlanteren (I) og sydlige del av Nordsjøen (II) 1980-81. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Kruse og Krüger, 1984. Kommersielle fangster fra Færøyene, 1984. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Luckas et al., 1980a. Intervall for middelveier av 10-40 fisk fra Mecklenburgbukten (laveste konsentrasjoner), Bornholm og Gotland i 1979.
- Luckas og Lorenzen, 1981. Middell og maksimalverdi (parentes) i henholdsvis 6 og 12 prøver fra Tyskebukten nær Danmark (I) og åpne farvann i sydlige Østersjøen (II). Avrundede verdier. Fettprosent ikke angitt.
- Miettinen et al., 1985. Fisk fra Finskebukten 1978. Gjengir middell (avrundet) og maksimalverdier fra forfatterne tabell 1. Delvis avrundede tall (friskvektsbasis).
- Moilanen et al., 1982. Gjengir variasjonsområdet for fisk fra Finlands vestkyst (munningen av Finskebukten 1982). Konsentrasjoner på friskvektsbasis beregnet her.
- Murray, 1981. Middellverdi for fisk fanget i kystnære ("coastal") farvann 1975.
- Murray og Norton, 1982. Betegnet av forfatterne som typiske konsentrasjoner for fangster fra "inshore waters" i Storbritannia 1970-1974.
- Paasivirta og Linko, 1980. 3 år gammel hannfisk i begynnelsen av gyteperioden. Middellverdier fra to fangststeder i Finskebukten 1978. Avrundede verdier og konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Pertillä et al., 1982. Intervaller for middellverdier av parallelle blandprøver av 10-20 fisk fra årsklasser 1-6 i Finskebukten 1981. Avrundede verdier konsentrasjon i fett beregnet her. Sammenlign vesentlig høyere angivelser hos Paasivirta og Linko 1980.

Schneider, 1982. Middelerdi av 12 eks. fra Kirkebukten 1977.  
Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Tervo et al., 1980. Sitert forfatterens verdier for 2 blandprøver av sild fra nordlige del av Bottenviken 1979 (ingen forskjell fra 2 andre prøver samlet i Finskebukten). ICES-metodikk, ledd i internasjonalt overvåkingsprogram for Østersjøen.

Vandamme og Maertens, 1983. Middeler av 5 fisk fra kysten av Belgia 1983. Forf. angir bare konsentrasjon på fettbasis pluss fettprosent. (Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.)

Tabell A4. PCB i rødspette (Pleuronectes platessa) fra områder med ulik grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til referanser.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
van den Broek 1979	~0.03-0.06	46-62	0.65-1.85	~40
Dethlefsen og Huschenbeth 1986			<0.5-1.5	
Falandysz 1985a	~0.06-0.08	5.6-9.1		
Huschenbeth 1977	~0.11/0.17	~21/30		
Huschenbeth 1985	~0.02-0.14	~3.9-18		
ICES 1977a	0.06/0.16	4/100	0.16	~1.8
ICES 1977b	<0.01-0.16	<1-5	0.04-1.8	~1-9
ICES 1980b	0.01-0.12	~2-11	0.08-0.78	~1.1-9.0
ICES 1984	I ~0.04	~17		
"-"	II 0.01	~1		
	III <0.05	<7-10		
Kruse og Krüger 1984	0.28-0.32	~30	0.86	~3.1
Murray 1981	I 0.09		I 1.3	~22
	II 0.07		II 1.2	~10
Murray og Norton 1982	I 0.03		I 0.19-0.30	
	II 0.09-0.36		II 1.1-1.5	
Vandamme og Martens 1983	~0.05	5.9		

#### Noter til tabell A4

van den Broek, 1979. Gjengitt variasjonsintervall for månedlige middelværdier 1974-1975 i størrelsesgruppe 14-20 cm. Må antas å være markert diffus belastning i området - ca. 25 km fra Themsens munning. Konsentrasjon på fettbasis (heksanekstraherbart) beregnet her (OBS - meget lav fettprosent - <0.1-0.2, usikre data?). Delvis avrundede verdier.

Dethlefsen og Huschenbeth, 1986. Sitert forfatterens tekstangivelse av variasjonsintervall for regional undersøkelse i Tyskebukten januar 1979. Leverens fettprosent angis for det meste å ha vært <10%. (Kons. på fettbasis lar seg ikke beregne fordi bare avledede data i form av vanskelig avlesbare figurer er presentert.)

Falandysz, 1985a. Variasjon i middelværdier (delvis avrundet) i fire blandprøver à 3-9 fisk fra sydlige Østersjøen, 1983.

Huschenbeth, 1977. Blandprøver av ca. 20 fisk fra henholdsvis Helgoland (Tyskebukten) og Farndypet utenfor Skottland. Av-

rundede verdier og konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Huschenbeth, 1985. Waddensjøen, Nederland, 1982-1984. Antatt markert diffus belastning. Intervall for blandprøver av fire størrelsesgrupper. Konsentrasjon på fettbasis beregnet ut fra angitt fettprosent, avrundede verdier.

ICES, 1977a. Filet-verdier fra henholdsvis Barentshavet og sydlige Nordsjøen 1975, leververdier fra nord for Skottland.

ICES, 1977b. Intervall for middelveidier fra flere områder i sentrale og sydlige del av Nordsjøen, 1975. Utelatt en ekstremverdi for lever.

ICES, 1980b. Intervall for middelveidier (n=10) i prøver fra kysten av Skottland 1977. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

ICES, 1984. Materiale fra Nordsjøen (I) og Canada (II), begge 1978, samt Skagerrak/Kattegat 1979 (III). Delvis avrundede verdier og omregning til fettbasis foretatt her.

Kruse og Krüger, 1984. Variasjonsintervall for 3 kommersielle prøver fra Tyskebukten. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Murray, 1981. Fisk fra henholdsvis områder langt fra kysten (I) og nær land (II), 1975. Sitert forfatterens angivelse (tabell 6) av middelveidier for de to områdekategorier. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her (korrigert forfatterens angivelse av fett % i filet).

Murray og Norton, 1982. Angitt som typiske konsentrasjoner for fangster i kystnære (I) og "inshore" (II) vannmasser i Storbritannia 1970-74. Bemerk at den tilsynelatende forskjell her mellom "inshore" og noe fjernere farvann ikke gjenspeiles i data fra Murray 1981.

Vandamme og Maertens, 1983. Middel av 10 eks. fra kysten av Belgia 1983. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.



Tabell A5. PCB i filet av ål, mg/kg. Se noter til referanser.

Referanser	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Andersson et al. 1984	I 0.37 (0.71) II 0.18 (0.25)	~2.9 ~1.8
van den Broek 1979	0.04-1.96	~4.6-11
Huschenbeth 1985	0.21-0.33	~3.3-9.2
ICES 1984	2.5-5.0	21-32
Knutzen et al. 1986b	0.16	~1.8
Luckas og Lorenzen 1981	I 0.14 (0.17) II 0.56 (1.8)	
Andre - se noter		

Noter til tabell A5

Andersson et al., 1984. Gjengitt middelværdi og maksimalkonsentrasjon for 8-10 fisk fra nederst i elven Viskan (I) 1981 og fra Klosterfjorden (II) 1980. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

van den Broek, 1979. Intervall for månedlige prøver av ål 1974-1975 fra lokalitet ca. 25 km fra munningen av Themsen, mao. sannsynligvis markert diffus påvirkning. Konsentrasjoner i lever angitt til <~0.5-1.6 mg/kg.

Huschenbeth, 1985. Variasjonsområde for 4 ål fra Waddensjøen, Nederland 1982-1984 (markert diffus påvirkning sannsynlig). Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

ICES, 1984. Intervall for middelværdier av 3 prøver à 9-10 fisk fra kysten av Nederland 1979. Bemerk høye konsentrasjoner.

Knutzen, et al., 1986b. Blandprøve på 18 fisk i 1984 fra det muligens noe påvirkede Bladdalstjern, Kristiansand (sig fra avfallsdeponi).

Luckas og Lorenzen, 1981. Gjengir middel og maksimalverdi for lokalitet i sydlige Nordsjøen (I) og åpent farvann av sydvestre Østersjøen (II).

- o -

Andre: Hagel og Tuinstra (1978) fant 1.4-3.7 mg/kg friskvekt i ål fra Ysselsjøen, Nederland, som må antas markert diffust belastet. Prøver fra 1972-1976.

Tabell A6. PCB i diverse marine fiskearter (alfabetisk), mg/kg.

Se noter til referanser. Hvis ikke annet nevnt i note:

Middelverdi med maksimum i parentes.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Berggylt ( <u>Labrus berggylta</u> )			0.03(0.13) ~0.03(0.06)	~0.8 ~1.2	Kveseth et al. 1977 Skåre et al. 1985
Brisling ( <u>Sprattus sprattus</u> )	0.49-0.99 0.27-0.53 0.09/0.19 0.26-0.49	3.7-7.7 4.4-40(?) 0.8/2.3			Falandysz 1985c Huschenbeth 1985 Kerkhoff et al. 1982 Luckas et al. 1980a Se tillegg i notat.
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossoides platessoides</u> )		0.27			Carlberg og Bøler 1985
Gråsteinbit ( <u>Anarhicas lupus</u> )	~0.02 ~0.07(0.1)	4.5	0.17(0.18) I~0.42(0.65) II ~0.04	1.6 ~2.5 ~0.9	Harvey et al. 1974 Kveseth et al. 1977 Sims et al. 1977 Skåre et al. 1985
Hvitting ( <u>Merlangus merlangus</u> )	~0.02-0.1 ~0.09-0.13 0.03-0.10 0.02-0.06 0.08/0.03 ~0.03/0.07	23-96 ~40-50 ~ 6-14 ~ 5-17 ~20/10	~2.7-10.4 3.7 1.0-6.1 8.5/6.3 4/7-17	~18-39 ~8.5 ~ 2-18 ~16/11 ~12-14	van den Broek 1979 Franklin 1987 Huschenbeth 1977 Huschenbeth 1985 ICES 1980b Murray 1981 Murray og Norton 1982 Murray og Portmann 1982
Kolje ( <u>Melanogrammus aeglefinus</u> )	0.04 0.02 0.01/0.06 0.02(0.03)	~30? 3.3 ~5/15	0.72 2.2-8.8 ~1.4(2.2) 1.1/1.3 I 0.56(1.05) II 0.35±0.13	8.6-34 ~2.7 ~1.8/1.8 ~1.5 ~1.1	Butler og Schutzmann 1979 Harvey et al. 1974 ICES 1980a ICES 1984 Murray 1981 Sims et al. 1977 Skåre et al. 1985
Kveite ( <u>Hippoglossus hippoglossus</u> )	<0.01 0.27(0.60)	<2.5			Murray 1981 Sims et al. 1977

Tabell 6, forts.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Lange ( <u>Molva molva</u> )	0.01-0.02	~5			Murray 1981
Lomre ( <u>Microstomus kitt</u> )			0.09(0.22) ~0.04(0.05)	4.4(13.1) 1.8	Kveseth et al. 1977 Skåre et al. 1985
Lyr ( <u>Pollachius pollachius</u> )			0.83	~2.2	Green 1977
Makrell ( <u>Scombrus scombrus</u> )	0.21(0.32)  0.16/0.43 0.70/0.76 0.22 ~0.07/0.22 0.18-0.60 0.2/0.22 0.41(0.93)	~1.1  1.0/6.5  2.2 1.5/7.4 ~1.9-20	~0.25 0.33  0.16  ~0.5-1.6 0.33/0.50	2.9±5.4   1.1  ~4-33	Andersson et al. 1984 Brevik 1978 Butler og Schutzmann 1979 Huschenbeth 1977 ICES 1980b ICES 1984 Kerkhoff et al. 1982 Murray 1981 Murray og Norton 1982 Sims et al. 1977
Piggvar ( <u>Rhombus maximus</u> ) (=Psetta <u>maxima</u> )	~0.06-0.09 0.05	13-26 5-	2.1	~14-17	Falandysz 1985a Murray 1981
Polartorsk ( <u>Boreogadus saida</u> )		0.086			Carlberg og Bøler 1985
Sandflyndre ( <u>Limanda limanda</u> )	0.02-0.24 0.05/0.07 0.11/0.10 ~0.08 0.095	~4-12 ~6.5/7.2 ~11/14 ~14	0.29-0.83 ~0.1-2.0  0.9/1.4 1.5 0.96(1.3)	2.0-4.1   ~2.5/7 ~10	Büther 1987 Dethlefsen og Huschenbeth 1986 Huschenbeth 1985 ICES 1984 Knutzen og Martinsen 1986 Murray 1981 Murray og Norton 1982
Sei ( <u>Pollachius virens</u> )	~0.04 <0.01 ~0.01	~30? <1	~1.0 1.5-4.5 1.9	~1.7 4.2-70? ~2.8	Brevik 1978 Harvey et al. 1974 Murray 1981 Sims et al. 1977

Tabell A6, forts.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Tunge ( <u>Solea solea</u> )	0.21(0.28) 0.09-0.12 I 0.02-0.08 II 0.006-0.01 0.02-0.26 0.10	7.7±1.9 ~4-17 I ~3-20 II ~4-9 4-44	0.22   II 0.61-0.75 0.25-1.4 0.42	~2.5   ~11-12 ~ 2-17	Franklin 1987 Goerke et al. 1979 Huschenbeth 1985 ICES 1977a -" Murray 1981 Murray og Norton 1982

Noter til tabell A6.Berggylt

Kveseth et al., 1977. Middelveidi og maksimum for 8 fisk fra Sogndalsfjorden 1974. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Skåre et al., 1985. Middelveidi for ti fisk fra Sogndalsfjorden 1982. Maksimum i parentes. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Brisling

Falandysz, 1985c. Variasjonsområde for middelveidier fra flere fangststeder i sydlige Østersjøen, 1983.

Huschenbeth, 1985. Waddensjøen, Nederland, 1982-1984. Lav fett % (1.4) ved maksimum på fettbasis.

Kerkhoff et al., 1982. Henholdsvis fra Atlanterhavet og i åpen del av sydlige Nordsjøen, 1980-81.

Luckas et al., 1980. Intervall for middelveidier av 5-44 fisk fra Mecklenburgbukten, Bornholm og Gotland 1978.

Tillegg: Bjerk (1972) og Knutzen (1984) gjengir resultater av analyser på hel fisk: henholdsvis 0.12-0.47 mg/kg i fisk fra indre og ytre Oslofjord og <0.1-1.1 mg/kg friskvekt i fisk fra Hvalerområdet. I brisling fra havneområdet i Oslofjorden observerte Bjerk vesentlig høyere konsentrasjoner i filet: 0.4-2.2 mg/kg friskvekt, i materiale fra øvrige deler av landet ofte under 0.05-0.1 mg/kg friskvekt (<ca. 0.3-0.4 mg/kg fett).

### Gapeflyndre

Carlberg og Bøler, 1985. Blandprøve av 3 eks. fra Kongsfjorden, Svalbard 1984. Lite berørt område.

### Gråsteinbit

Harvey et al., 1974. Fra Danmarkstredet, Grønland.

Kveseth et al., 1977. 3 eks. fra Sogndalsfjorden 1974.

Sims et al. Middell og maksimalverdi for flere blandprøver fra Canadas østkyst 1971-72. Muligens noe landpåvirkede områder - se kveiteverdier.

Skåre et al. Henholdsvis middel og maksimalverdi for 6 fisk fra Sogndalsfjorden 1977 (I) og middel av 2 eks. i 1982 (mindre individer, lavere fettprosent). Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

### Hvitting

van den Broek, 1979. Variasjon i månedlige middelerverdier (størrelsesgruppe 15-21 cm) fra det sannsynligvis påvirkede Medwayestuaret 1974-1975. Avrundede verdier. Mulig upålitelige konsentrasjoner pga. meget lav fettprosent (~0.1).

Franklin, 1987. Sitert middelerverdi fra Humberestuaret, okt. 1987. Angitt å være "lave" konsentrasjoner av alle klororganiske forbindelser. Omregning til fettbasis her.

Huschenbeth, 1977. Variasjon for tre prøver fra Nordsjøen (Farndypet) og Tyskebukten 1973. Meget lav fettprosent (0.2-0.3).

Huschenbeth, 1985. Intervall for blandprøver à 2-10 eks. fra Waddensjøen, Nederland, 1982-1984. Omregning til fettbasis her.

ICES, 1980b. Variasjonsområde for 6-8 middelerverdier basert på 70 fisk fra Skottland 1977. Fettprosent i filet: 0.3-1.0.

Murray, 1981. Sitert fortatterens tabell 6 med middelerverdier for henholdsvis fangststeder langt fra og nær kysten 1975 (bemerk laveste middelkonsentrasjoner i materialet fra kystnære områder).

Murray og Norton, 1982. Delvis avrundede "typiske konsentrasjoner"

for fisk fra henholdsvis "near" og "inshore waters". Kommersielle fangster fra Storbritannia 1970-74.

Murray og Portmann, 1982. Angitt som ca. middelveier i fisk fra kysten av England og Wales 1975-76. (Avlest fra fig., fettprosent ikke opplyst.) Forf. anfører at det har vært en tydelig synkende tendens fra 1972 (ca. 30 mg/kg fett).

#### Kolje

Butler og Schutzmann, 1979. Blandprøve fra flere steder i åpent farvann utenfor kysten av Ny-England.

Harvey et al., 1974. Fisk fra Georges Bank på østkysten av USA. Fettprosent ned mot 0.1 (usikker verdi ?)

ICES, 1980. Fra område nær Nova Scotia (Canada) 1976. Avrundet middel og maksimalkonsentrasjon (parentes) for 12 fisk.

ICES, 1984. Blandprøver à 10 fisk fra Canada 1978, muligens nær land.

Murray, 1981. Blandprøver à 10 fisk fra henholdsvis fjerne farvann og åpent kystfarvann, 1975.

Sims et al., 1977. Avrundet middelveier og maksimum i flere blandprøver fra Canadas østkyst, 1971-72. Muligens noe landpåvirkede områder - se kveiteverdier.

Skåre et al., 1985. Middelveier og maksimum i 7 fisk fra Sogndalsfjorden 1977 (I) og 1982 (II).

#### Kveite

Murray, 1981. Ett eks. fra Island.

Sims et al., 1977. Canadas østkyst 1971-72. Muligens noe påvirket fra land? Fettprosent ikke angitt.

#### Lange

Murray, 1981. To prøver fra åpent kystfarvann ("middle waters").

Lomre

Kveseth et al., 1985. 10 fisk fra Sogndalsfjorden 1982, avrundet middel og maksimum. Maksimum i 1977 var 0.29 mg/kg friskvekt, middel på fettbasis (beregnet her): 4.6 mg/kg.

Lyr

Green, 1987. Middel av 15 fisk fra Trondheimsfjorden, 1985.

Makrell

Andersson et al. Middel og maks. i 10 fisk fra Nordsjøen, 1977.

Brevik. Indre Kristiansandsfjorden, 1975. Middelerverdier av 8 fiskelever. Konsentrasjon på friskvektbasis beregnet her.

Butler og Schutzmann. Middelerverdi på blandprøver fra Ny England 1974 (åpent farvann).

Huschenbeth, 1977. Blandprøver fra hhv. Farndypet (Skottland) og Helgoland.

ICES, 1980b. Engelske kanal. Sitert min. og maks. Fettprosent ikke angitt.

ICES, 1984. Blandprøve fra østkysten av Canada 1978.

Kerkhoff et al., 1982. Henholdsvis fra Atlanteren og åpen del av Nordsjøen 1980-1981.

Murray, 1981. Variasjon i middelerverdier for prøver à 10 fisk fra kystnære områder 1975. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her. Middelerverdiene for konsentrasjonene på fettbasis i filet og lever lar seg beregnet til henholdsvis ca. 6 og ca. 14 mg/kg.

Murray og Norton, 1982. Forfatterens "typiske" verdier for henholdsvis "near" og "inshore waters". Storbritannia 1970-74.

Sims et al., 1977. Middel og maks. for flere blandprøver fra Canadas østkyst 1971-72. Muligens noe landpåvirket?



### Piggvar

Falandysz, 1985a. Variasjon i middelveidier fra flere områder i sydlige Østersjøen i 1981.

Murray, 1981. Prøver fra sydlige Nordsjøen 1975. (Utelatt en prøve med antagelig feilangivelse for konsentrasjon i filet - kfr. forfatterens tabell 6 med middelveidier.

### Polartorsk

Carlberg og Bøler, 1985. Blandprøve av 4 eks. fra Kongsfjorden/Svalbard 1984.

### Sandflyndre

Büther, 1987. Variasjonsintervall for middelveidier av 5-21 blandprøver à 25 fisk fra hver av 5 delområder i sydlige Nordsjøen des. 1984 og jan. 1985. Høyeste konsentrasjoner på friskvektsbasis ble målt i delområde I (Tyskebukten): 0.64-0.83 mg/kg, mens maksimum på fettbasis ble registrert ut for Danmarks vestkyst (4.0 mg/kg). Laveste konsentrasjon på fettbasis ble registrert nær østkysten av Storbritannia.

Dethlefsen og Huschenbeth, 1986. Sitert variasjonsintervall for Doggerbank og nordlige del av Engelske kanal 1979 og 1981. (Presenterer eller bare vanskelig avlesbare figurdata fra regional undersøkelse som også inkluderte Tyskebukten). Kystnære stasjoner fra Tyskebukten ga fisk med opp til 3 mg PCB/kg friskvekt. Ellers sterkt varierende resultater mht. gradienter med økende avstand fra kysten. Midlere fettprosent i lever: 12-22.

Huschenbeth, 1985. Intervall for blandprøver à 2-10 fisk, Waddensjøen, Nederland 1982-1984.

ICES, 1984. Middelveid av 14/18 eks. fra Danmarks vestkyst 1979.

Murray, 1981. Middelveidier for fisk ilandført i Storbritannia 1975, hhv. fra nære, åpne farvann, og kystnære områder.

Murray og Norton, 1982. Typiske konsentrasjoner fra "inshore waters" 1970-1974.

Sei

- Brevik, 1978. 5 fisk fra Topdalsfjorden ved Kristiansand 1975.
- Harvey et al., 1974 Georges Bank, østkysten av USA 1971-72.
- Murray, 1981. Blandprøver av 9 fisk fra Barentshavet 1975.
- Sims et al., 1977. Canadas østkyst.

Tunge

- Franklin, 1987. Sitert middelværdi fra Humberestuaret okt. 1987.  
Angitt å være "lave" konsentrasjoner av alle klororganiske forbindelser. Omregning til fettbasis her.
- Goerke et al., 1979. Prøver fra området utenfor Weserestuaret 1976, mer enn 12 km fra kysten. Avrundede middel- og maksimumsverdi (parentes) for 5 blandprøver à 8 fisk.
- Huschenbeth, 1985. Middelværdier av 3 blandprøver à 5 eks. fra Waddensjøen, Nederland 1982-1984.
- Hagel og Tuinstra, 1978. Variasjonsintervall for kommersielle fangster à 10 kg, fire ganger pr. år 1972-1976, fra nederlandsk kystområde (sannsynlig markert diffus belastning).
- ICES, 1977a. Minimums- og maksimumskonsentrasjoner fra sydlige Nordsjøen (I) og kysten av Portugal (II), 1975. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Murray, 1981. Variasjonsintervall for prøver fra kystnære farvann ("coastal"), 1975.
- Murray og Norton, 1982. Typiske konsentrasjoner i fangster fra "inshore waters" 1970-74.

Tabell A7. PCB i diverse ferskvannsfisk (alfabetisk rekkefølge) fra områder med ulike grader av diffus belastning, mg/kg. ? angir avvikende eller usikre verdier. Se noter til referanser.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Abbor ( <u>Perca fluviatilis</u> )	~0.09-0.23 0.06/<0.05 0.88 ~0.08(0.16) 0.8(3.8)?	1.0-3.2  13  ~100?	0.45		Edgren et al. 1981 Knutzen et al. 1986a Kveseth 1973 Mowrer et al. 1982 Paasivirta og Linko 1980 Pyysalo et al. 1981
Bekkerøye ( <u>Salvelinus fontinalis</u> )	i.d. -0.08 ~0.9	11			Haines 1983 Jansson et al. 1979
Gjedde ( <u>Esox lucius</u> )	I <0.05 II ~0.04  <0.05 ~0.03-0.09 ~0.15-0.29 ~0.03(0.12) I~0.04(0.06) II~0.09(0.2) I~0.05±0.02 II~0.04±0.03	~10 ~ 8  ~ 8-27 ~20-38 ~2.7 6.5±2.3 15.7±5.5 1.1-11.5 0.6-13.9	I 0.57(0.73) II 1.9(2.2)   ~0.3  0.22±0.23 0.27±0.23	~8.6 ~23 0.23  ~6.8-8.2  0.7-5.9(21) 0.4-4.6	Andersson et al. 1984 Krämer et al. 1984 Kveseth 1973 Miettinen et al. 1985 Moilanen et al. 1982 Paasivirta et al. 1981 Paasivirta et al. 1983  Pyysalo et al. 1983
Gjørs ( <u>Lucioperca sandra</u> )	0.07-0.8	6-50			Hagel og Tuinstra 1978
Harr ( <u>Thymallus thymallus</u> )	~0.01	0.4/0.6			Lunde 1980
Lagesild ( <u>Coregonus albula</u> )			~0.08-0.23	1.5-6.7	Brevik 1981
Lake ( <u>Lota vulgaris</u> )	I <0.05  ~0.02 1.5	<5.7  1.1 ~65	0.46(0.80) II 2.4-24 III 0.3-7.6	~0.9 ~9.0-70 ~0.8-18	Andersson et al. 1984 Lunde 1980 Mowrer et al. 1982

Tabell A7, forts.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Laks ( <u>Salmo salar</u> )	I 2.6(5.1) II 0.3(0.5) III <0.07(0.1) 0.25-0.69 0.11(0.19) 0.24-0.35	~17 ~11 ~0.5  6-8	~0.07-0.13	~2.6-5.5	Andersson et al. 1984  Falandysz 1982 Sims et al. 1977 Vuorinen et al. 1985
Mort ( <u>Rutilus rutilus</u> )	~0.07-0.65  0.8 ~0.18(0.42) I~0.06(0.08) II~0.15(0.20) 0.12	0.8-4.8  8.8 ~19 6.5±2.3 9.1±2.6 ~3.5-4	0.41  0.94(2.2)		Edgren et al. 1981 Knutzen et al. 1986a Mowrer et al. 1982 Pyysalo et al. 1981 Paasivirta et al. 1983  Pyysalo et al. 1983
Regnbueørret ( <u>Salmo gairdneri</u> )	<0.05 0.18(0.31) 0.20	<1.5  ~6.2	0.84(1.2) 0.26	~4.4	Andersson et al. 1984 Pyysalo et al. 1981 Knutzen og Martinsen 1986
Røye ( <u>Salvelinus alpinus</u> )	<0.05(0.06) ~0.01-0.05	~3 0.6-1.8			Andersson et al. 1984 Lunde 1980
Sik ( <u>Coregonus lavaretus</u> )	~0.04 0.03-0.04	2.1 2.8-5			Lunde 1980 Martinsen et al. 1982
Ørret ( <u>Salmo trutta</u> )	0.20/0.25 ~0.07(2.0)  ~<0.01-0.1 0.2-0.4(1.1) 1.0 ~0.43(0.73)	~6/8.3 2.9(10.8)  0.3-7.2 ~5-12(27) 24 ~13.5	0.33(0.53) 0.26  0.23	3.5(9.5)   ~8.5	Andersson et al. 1984 Knutzen og Martinsen 1986 Knutzen et al. 1986a Lunde 1980 Martinsen et al. 1982 Mowrer et al. 1982 Vuorinen et al. 1985

### Noter til tabell A7

#### Abbor

Edgren et al., 1981. Variasjon i middelværdier for månedlige prøver av 6-16 fisk mai 1976 - mai 1977 fra området for inntaksvann til kjernekraftverk ved Østersjøen. Konsentrasjon på friskvektsbasis beregnet her. Noe høyere konsentrasjon i fisk fra kjølevannsresipienten.

Knutzen et al., 1986a. Middell av 4 fisk fra innerst i Drammensfjorden 1984.

Kveseth, 1973. Hhv. Øyeren 1972 og Rakkestadelva 1968, Lierelva 1970, Sandsvatnet 1970 (alle de 3 sistnevnte <0.05 mg/kg).

Mowrer et al., 1982. Den antatt markert diffust belastede Genfersjøen, Sveits 1979.

Paasivirta og Linko, 1980. Middelerdi og maksimum (parentes) i prøve på 25 fisk fra innsjøen Päjänne (1978), som er belastet med industrielt avløpsvann (treforedling).

Pyysalo et al., 1981. Middelerdi av analyse på små eks. (10-14 cm) fra antatt tilnærmet uberørt innsjø nær Kuopio. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her. Den bemerkelsesverdige høye PCB-konsentrasjon i abbor skyldes vesentlig en ekstremverdi på 3.8 mg/kg blant de 7 eksemplarene.

#### Bekkerøye

Haines, 1983. Variasjon i middelerdier for 1-4 år gammel fisk fra 6 "upåvirkede" innsjøer. I.d: ikke detektert, men ikke angitt deteksjonsgrense. Fant ingen systematisk variasjon med alder eller vekt. Delvis avrundede verdier.

Jansson et al., 1979. Fisk fra Vättern. Konsentrasjon opprinnelig angitt på fettbasis.

#### Gjedde

Andersson et al., 1984. Sitert middelerdi (n=2) fra forfatterens st. 3 i Häggån 1982 (I) og middel (n=3) fra st. 4 i samme elv i 1981. Maksimalverdier i parentes. Tilnærmede konsentrasjoner på fettbasis beregnet her (lav fettprosent i filet). Ikke anført noe spesielt om tilførsler. Delvis avrundede tall.

Krämer et al., 1984. Prøver fra Azorene - vesentlig atmosfærisk tilførsel. Enkelt fisk, 0.6 kg.

Kveseth, 1973. Lierelva 1970, Femunden 1967, Øyeren 1967.

Miettinen et al., 1985. Variasjon for 5 fisk fra Finskebukten 1978. Avrundede verdier:

Moilanen et al., 1982. Materiale fra vestkysten av Finland på

overgangen mellom Østersjøen og Bottenviken 1982. Sitert variasjonsområde for 8 eksemplarer. Konsentrasjoner på friskvektsbasis beregnet her. Delvis avrundede verdier.

Paasivirta et al., 1981. Analysert fisk fra ulike deler av innsjøen Päjänne. Her sitert middelverdier og maksimum i 15 fisk fra antatt minst belastede område av innsjøen. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her. Avrundede verdier. Ikke høyere maksimumsverdi fra andre lokaliteter.

Paasivirta et al., 1983. Middel og maksimum (parentes) for 10 fisk hhv. fra lite påvirket innsjø (I) og innsjø påvirket av industriavløp (II), 1981.

Pyysalo et al., 1983. Gjennomsnitt for vel 70 prøver fra regional studie i sydlige (I) og nordlige Finland 1982. Filetverdier avrundet her. Likeledes er variasjonsintervall på fettbasis angitt for denne rapport.

#### Gjørs

Hagel og Tuinstra, 1978. Ysselsjøen, Nederland. Må antas markert diffust belastet.

#### Harr

Lunde, 1980. Analyser av 2 prøver fra lokaliteter med antatt vesentlig atmosfærisk tilførsel 1976.

#### Lagesild

Brevik, 1981. Intervall for middelverdier i 7-24 fisk fra Mjøsa, årlig 1974-1979. (Ingen signifikant trend. Opprinnelige data på fettvektsbasis).

#### Lake

Andersson et al., 1984. I Häggån 1982. Middelverdi (og for lever) maksimum i 3 fisk. II Variasjonsintervall for middelverdier i lever av lake fra Vänern/Vättern/Mälaren/Hjälmaren 1976-1977. III Variasjonsintervall for middelverdier i lakelever fra flere lokaliteter i Nord-Sverige (antatt uberørt av annet enn atmosfærisk tilførsel), 1976-1977. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

Lunde, 1980. Ett eks. fra Selbusjøen 1977. Konsentrasjon på friskvektsbasis beregnet her.

Mowrer et al., 1982. Se abbor.

### Laks

Andersson et al., 1984. Sitert middelverdier og maksimalkonsentrasjoner (parentes) i kommersielle fangster fra Vallvik/Søderhamn 1978 (I, Bottenvikomr., n=8), Vänern 1979 (II, n=10) og Grønland 1979 (III, n=5). Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her. Delvis avrundede verdier.

Falandysz, 1982. Prøvested ikke langt fra Vistulas munning i Gdanskbukten - sannsynligvis markert diffus påvirkning, 1980-81. Intervall for middelverdier av 4-19 fisk i 5 lengdeklasser. Forholdsvis lav fettprosent: i middel omkring 2. Maksimalkonsentrasjon i enkelt fisk: 1.3 mg/kg og 110 mg/kg, hhv. på friskvekts- og fettbasis. Utpreget mest PCB i stor fisk (80-90 cm) både på friskvekts- og fettbasis.

Sims et al., 1977. Middelverdir og maksimalkonsentrasjon i flere blandprøver fra Canadas østkyst 1971-72. Fettprosent ikke angitt.

Vuorinen et al., 1985. Intervall for middelverdier i 3 forskjellige bestander som var fra Bottenviken, Finskebukten og oppdrettsanlegg, 1982. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her, avrundede tall.

### Mort

Edgren et al., 1981. Se under abbor. (Imidlertid ikke høyere konsentrasjon i mort fra kjølevannsresipienten enn i fisk fra kontrollområder).

Knutzen et al., 1986a. Analyse av 1 eks. fra innerst i Drammensfjorden 1984.

Mowrer et al., 1982. Se abbor.

Paasivirta et al., 1983. Middel og maksimum (parentes) for 9 og 11 fisk hhv. fra lite påvirket innsjø og fra innsjø belastet med industri spillvann (blekeriavløp), 1981.

Pyysalo et al., 1981. Gjengitt middelvei og maksimum (avrundet) av 8 prøver av filet og 2 leverprøver fra antatt "upåvirkede" innsjøer i omegnen av Kuopio 1980. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Pyysalo et al., 1983. Middel for prøver fra 12 innsjøer i Finland 1982. (Variasjonsintervall på fettbasis tatt ut her).

#### Regnbueørret

Andersson et al., 1984. Middelvei av prøver fra fiskeoppdrettsanlegg ved Göteborg 1981. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Knutzen og Martinsen, 1986. Ett eks. fra Kristiansandsfjorden 1985.

Pyysalo et al., 1981. Middelvei av og maksimum (parentes) i 3 fisk (23-30 cm) fra tilnærmet "uberørte" innsjøer nær Kuopio.

#### Røye

Andersson et al., 1984. Middel og maks. av 6 fisk fra Arjeplog, Tjällasaure (presumptivt "uberørt"), 1978. Opprinnelig angitt på friskvektsbasis.

Lunde, 1980. Variasjonsområde for 6 prøver 1976-77 fra steder vesentlig uberørt av annet enn atmosfærisk tilførsel. Konsentrasjon på friskvektsbasis beregnet her.

#### Sik

Lunde, 1980. En prøve. Se ellers ovenfor.

Martinsen et al., 1982. Variasjon for 3 fisk fra Sokna 1981. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her. Lite belastet nedbørfelt.



Ørret

- Andersson et al., 1984. 2 blandprøver à 5 sjøørret fra Bottenviken 1976. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her. Avrundede tall.
- Knutzen et al., 1984. Middel av 3 fisk fra innerst i Drammensfjorden 1984.
- Knutzen og Martinsen, 1986. Middelerdi og maksimum (parentes) for 8-10 fisk fra Kristiansandsfjorden 1985.
- Lunde, 1980. 38 prøver 1975-77 fra ulike deler av Norge med bare diffus belastning, vesentlig via atmosfæren (regn, snø). Opprinnelige verdier angitt på fettbasis.
- Martinsen et al., 1982. Variasjon for 5 fisk (3.3-7.7 kg) fra Storelva ved Hønefoss 1981 (belastet med husholdningskloakk og avløp fra diverse industri). Omregning til fettbasis foretatt her. Bemerkelsesverdig høy ekstremverdi (parentes).
- Mowrer et al., 1982. Se abbor.
- Vuorinen et al., 1985. Middelerdi og maksimum for ørret fra nokså stasjonær bestand i elven Kemi, som munnar ut nordligst i Bottenviken 1982. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Tabell A8. ΣDDT (DDT + DDE + DDD) i torsk (Gadus morhua) fra steder med ulik grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til referanser, evt. kfr. PCB-tabell (tabell A1) om generelle opplysninger.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Andersson et al. 1984	I 0.02(0.06) II <0.01 III <0.01(0.01)	~2.7 <~2 <~1		
Butler og Schutzmann 1979			2.0 0.76 0.7	~4.0 ~2.1
Falandysz 1983			1.3-12	2.3-20
-"- 1984a			1.2-8.8	3.2-25
-"- 1985b	0.008-0.014	1.5-2.0		
-"- 1986b	0.005-0.019	2.0-4.5		
-"- 1986c			1.5-3.4	2.5-5.4
Franklin 1987			0.82	~2.1
Freeman et al. 1984			0.53	
Harvey et al. 1974	I 0.011 II 0.003	9.7 1.3	I 2.7 II 0.17	5.1 0.44
Huschenbeth 1977	I 0.006 II 0.012 III 0.068	~2 ~8 ~35	I 0.24-0.43 III 4.7-77.5	~0.5-0.8 ~9.5-150
Huschenbeth 1985	0.001-0.016	~0.17-3.2		
ICES 1977a	0.001-0.009	~1-18	I 0.18-0.44 II 0.44 III 0.74-0.95	~0.4-0.8 ~1.1 ~1.5-2.5
ICES 1977b	<0.003-0.025	~0.4-27	0.22-1.9	~0.4-4.7
ICES 1980b	<0.003-0.007	<1.5-2	0.27-1.01	~0.6-5.6
ICES 1984	0.002	~2.5	~0.6-1.1	1.6-2.6
Kerkhoff et al. 1982			I ~0.5/0.8 II ~0.5/0.5	1.0/1.5 0.8/1.1
Knutzen og Kvalvågnes 1982	0.001(0.003)	~0.15		
Kruse og Krüger 1981			~2-12	
Kruse og Krüger 1984	<0.005	~<0.8		
Kveseth og Bjerk 1976			I 5.2-25 II 5.4-6.6 III 0.2-3.2	24-82 17-32 0.8-13(8)?
Luckas et al. 1980a			1.4/4.6/5.6	
Miettinen et al. 1985	0.009(0.012)	2.2(3.0)		
Murray 1981	I <0.003 II <0.003 III 0.005	<0.75 <1.5 ~1.25	I 0.08 II 0.48 III 0.84	~0.16 ~1.2 ~1.8
Murray og Norton 1982	0.003		0.35-0.55	
Savinova et al. 1981	0.0005(0.0012)		0.22(0.48)	
Schneider 1982			0.59±0.41	~1.2

Tabell A8, forts.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Sims et al. 1977 Skåre et al. 1985 Tervo et al. 1980 Vandamme og Maertens 1983 Wickström og Pyysalo 1981	0.024/0.075]		5.2(23) ~1.1 0.43(0.84)	~3.5 0.69(1.5)
Andre: Se noter	0.002	0.26	I 0.3(2.0) II 1.0(2.0) III 0.8(1.4)	

Noter til tabell A8. (Hvis vedkommende referanser er utelatt, se noter til tabell A1 for generelle opplysninger.)

Falandysz, 1986b. Eksempel på beskjeden andel DDT (10-20%) av sum DDT (DDE + DDD + DDT).

Huschenbeth, 1977. Blandprøve (?) av samme 10 fisk fra Grønland 1975 (I) og 10 fra Nordsjøen 1973 som for PCB, samt middel av 4 individuelle analyser fra Østersjøen 1973. Dominans av DDT (minst 50%) i alle filetprøvene. Lever: Variasjon i middel for 3 og 7 fisk fra Grønland 1975 (I) og variasjon i en rekke prøver fra Gotland 1973. I Grønlandsdelen dominerte nedbrytningsproduktet DDE, i Gotlandslever DDT.

ICES, 1977a. For filet: variasjonsintervall for alle områdene, maksimum fra sydlige del av Nordsjøen. Til dels meget lav fettprosent (0.05) har gitt høyt maksimumsnivå på fettbasis i filet. For lever sitert middelverdier fra Grønland (I), N. Nordsjøen (II) og sentrale/sydlige Nordsjøen (III), 1975. Omregning til fettbasis her.

ICES, 1977b. Variasjonsområde for middelverdier i prøver fra flere områder i sentrale og sydlige Nordsjøen (minus Tyskebukten), 1976. Filetkonsentrasjoner fra norske prøver: <0.002 og <0.008 mg/kg friskvekt.

ICES, 1980b. Variasjon i middelverdier i prøver fra Skottland 1977.

ICES, 1984. Middelverdier fra hhv. Tyskebukten 1978 (filet) og

- variasjonsintervall for engelske og tyske analyser 1978, (lever).
- Kruse og Krüger, 1981. Middelerverdier av ulike lengdeklasser fra Kielerbukten (laveste konsentrasjoner) og østover til Bornholm 1978-79.
- Kruse og Krüger, 1984. Bare analysert på DDE og DDD (<0.001 mg/kg). Markedsfisk fra Tyskebukten.
- Kveseth og Bjerk, 1976. Variasjonsområde for middelerverdier fra områder med mye (I), noe (II) og lite (III) fruktdyrking. Vestlandet 1972.
- Luckas et al., 1980. Middelerverdier av 10-60 prøver fra hhv. Mecklenburgbukten, Bornholm og Gotland 1979.
- Murray, 1981. Middelerverdier (forfatterens tabell 6) for fjerne områder (I), nært farvann, men langt fra kysten (II) og kystvann (III). Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.
- Murray og Norton, 1982. "Typiske" konsentrasjoner fra områder som synes å tilsvare II hos Murray 1981.
- Savinova et al., 1981. Middeler og maksimum av 12-13 prøver fra Barentshavet. Ikke angitt år. Svakt mer DDE enn DDT, ubetydelig andel DDD.
- Skåre et al., 1985. Middelerverdier, (summert her og avrundet) for fisk fra Sogndalsfjorden 1982. Nedgang til ca. 1/3 av 1972-verdien, men tilsynelatende ingen nedgang siden 1977, dog økt andel DDE i 1982. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.
- Tervo et al., 1980. Bottenviken, 1979. Noe lavere DDT-innhold enn i torsk fra Finskebukten.
- Andre: Brevik et al., (1978) registrerte i blandingsprøver av lever fra flere arter torskefisk (mest torsk og hvitting, i noen prøver sei eller lyr) fanget i norske havneområder i 1976 i middeler 0.1-1.9 (mest under 1) mg/kg friskvekt av  $\Sigma$ DDT; omregnet på fettbasis (her): c a. 0.2-3.7 mg/kg. (En ekstremverdi fra Bergen på 14.5 mg/kg friskvekt utelatt.)

Tabell A9. ΣDDT i skrubbe (Platichthys flesus) fra områder med ulik grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til referanser, evt. kfr. tabell A2 for generelle opplysninger.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Falandysz 1985a	0.011-0.058	1.2-3.6		
Franklin 1987			~0.18	~0.9
Huschenbeth 1985	0.008-0.012	~3.1-9.3		
ICES 1980b			0.25(0.55)	~1.8
Jensen 1982	<0.004			
Kveseth et al. 1977			<0.1(0.25)	~3.3
Luckas og Lorenzen 1981	I 0.002(0.003) II <0.001(0.002)			
Murray 1981	0.036	~9	0.45	~11
Richard og Dullely 1983	0.003-0.006	~0.7-2.5		
Skåre et al. 1985			~0.09(0.20)	~2.9
Vandamme og Maertens 1983	~0.007	0.89		
Andre - se noter				

Noter til tabell A9. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. tabell A2 for generelle opplysninger.)

Falandysz, 1985a. Variasjon for middelveier fra flere områder i sydvestre del av Østersjøen (fra Gdansk-bukten og vestover), 1983. Ingen avstandsgradienter i sammenheng med eventuell påvirkning fra Vistula.

Kveseth et al., 1977. Middelveier og maksimumsinhold i 9 eks. fra Sogndalsfjorden (fruktdistrikt) 1974, dvs. 4 år etter forbud mot bruk av DDT. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Luckas og Lorenzen, 1981. Middelveier og maksimum for hhv. 20 prøver (fisk?) fra åpent farvann i sydvestre Østersjøen og 50 prøver fra Tyskebukten (nær Danmark) 1981. Fettprosent ikke angitt.

Murray, 1981. Sitert forfatterens angivelse av middelveier for kystnære ("coastal") områder i 1975. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

Skåre et al., 1985. Middelveier og maksimum for 10 fisk fra Sogndalsfjorden 1982 (kfr. Kveseth et al. 1977 ovenfor). Konsentrasjon på fettbasis beregnet her, avrundede verdier.

Andre: Knutzen (1986) registrerte i skrubbefilet fra indre Fedafjord mindre enn 0.004 mg/kg friskvekt av p,p DDE, mens det i skrubbelever fra hhv. Asmaløy/Kirkøy (Knutzen 1984) og indre Drammensfjord (Knutzen et al. 1986) ble observert ca. 0.1 og 0.2 mg DDE/kg friskvekt. Antas DDE å utgjøre minst 50% (kfr. Skåre et al. 1985), gir dette for  $\Sigma$ DDT mindre enn ca. 0.01 mg/kg i filet og mindre enn 0.2-0.4 mg/kg i lever.

I fisk fra et påvirket britisk estuar 1974-1975 observerte van den Broek (1979) tildels vesentlig høyere konsentrasjoner enn angitt i tabellen, dvs. opp til 70-80 mg/kg fett.

Tabell A10. ΣDDT i sild (*Clupea harengus*) fra områder med ulik grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til referanser, evt. kfr. tabell A3 for generelle opplysninger.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Andersson et al. 1984	I 0.26(0.60) II 0.32(0.56) III 0.11(0.21)	~4.2 ~2.4 ~0.9		
Bjerk 1972	~0.07	1.3(2.0)	~0.02	~0.7(1.9)
Brevik 1978			~0.06	~0.1
Butler og Schutzmann 1979			0.09	
Falandysz 1986a	0.16-0.33	2.3-6.4		
Huschenbeth 1985	0.013-0.016	~0.13-0.26		
ICES 1977a	~0.027	~0.3		
ICES 1977b	0.006-0.036	~0.1-1.8	0.011-0.27	~0.9-6.0
ICES 1980b	0.033-0.059	~0.5-1.2	0.065-0.15	~0.5-1.6
ICES 1984	0.03	~0.9		
Jansson et al. 1979	~0.22	6.8		
Kerkhoff et al. 1982	I ~0.023 II ~0.022	0.23 0.28		
Kruse og Krüger 1984	0.005-0.011	~0.06-0.09		
Luckas et al. 1980a	0.07-0.41			
Luckas og Lorenzen 1981	I 0.009(0.011) II 0.037(0.07)			
Miettinen et al. 1985	0.035	1.6		
Moilanen et al. 1982	~0.13-0.17	1.7-2.6		
Murray 1981	0.054	~0.65	0.047	~1.0
Paasivirta og Linko 1980	0.07/0.17	~4.1-8.7		
Perttilä et al. 1982	0.005-0.027	~0.25-0.80		
Tervo et al. 1980	0.008-0.009	0.36-0.43		
Vandamme og Maertens 1983	~0.012	~0.38		
Andre - se noter				

Noter til tabell A10. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. tabell A3 for generelle opplysninger.)

Falandysz, 1986a. Intervall for middelveidien fra flere steder i sydlige Østersjøen 1983. Ingen bestemte avstandsgradienter i forhold til større forurensede elver.

ICES, 1984. Verdier fra sydlige Nordsjøen, 1978.

Perttilä et al., 1982. Intervall for middelveidier fra årsklasse 1-6 i sild fra Finskebukten i 1981. Avrundede verdier. Høyest

konsentrasjon i eldste årsklasse. Bemerkelsesverdig mye lavere konsentrasjon enn observert av Paasivirta og Linko 1980 i sild fanget 4 år tidligere samme sted (kfr. tabell).

Tervo et al., 1980. Lavere  $\Sigma$ DDT-konsentrasjoner i disse 2 blandprøvene fra nord i Bottenviken 1979 enn i 2x2 blandprøver fra Finskebukten. Se ellers noter til tabell 3.

Andre: Hansen et al., 1985. Variasjonsområde sum DDD + DDE for ca. 70 fisk fra Travemünde (Østersjøen) 1979: I filet: <0.008 - ~>0.4 mg/kg friskvekt og i lever: <0.002 - <~0.1 mg/kg friskvekt.



Tabell A11.  $\Sigma$ DDT i rødspette (*Pleuronectes platessa*) fra områder med forskjellig grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til referanser, eventuelt kfr. tabell A4 for generelle opplysninger.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Falandysz 1985a	0.01-0.019	1.2-1.9		
Huschenbeth 1985	0.002-0.014	~0.4-4.5		
ICES 1977a	0.015(0.027)	~10	0.033(~0.1)	~0.35
ICES 1977b	<0.003-0.013	<0.5-6.5	<0.02-0.26	~0.2-2
ICES 1980b	0.003-0.029	~0.8-3	0.03-0.11	~0.4-1.3
ICES 1984	0.006(0.009)	~2.5(5.0)		
Murray 1981	I 0.019	~3.8	I 0.14	~2.2
	II 0.012	~1.5	II 0.22	~1.9
Murray og Norton 1982	I ~0.004		I 0.064	
	II ~0.010		II 0.130	
Savinova et al. 1981	<0.001		0.014	
Vandamme og Mærtens	~0.003	~0.4		
Andre: Se noter				

Noter til tabell A11. (Hvis vedkommende referanse ikke er nevnt, henvises til tabell A4 for generelle opplysninger.)

ICES, 1977a. Middelerdi og maksimum i filet av 9 fisk fra sydlige Nordsjøen 1968-72, middelerdi og maksimum i lever av 8 fisk fra Skottland 1968.

ICES, 1984. Middelerdi og maksimum for 10 fisk fra sydlige Nordsjøen 1978.

Savinova et al., 1981. Gjennomsnitt av 3 fisk fra Barentshavet. Udatert.

Andre. Kruse og Krüger (1984) fant i filet av rødspette fra Tyskebukten 1984 <0.003-0.007 mg/kg DDE + DDD; mao. anslagsvis <0.005- 0.01 mg/kg for  $\Sigma$ DDT.

Tabell A12.  $\Sigma$ DDT i ål (*Anguilla anguilla*) fra områder med ulik grad av diffus belastning, mg/kg. Se noter til tabell A5 for generelle opplysninger.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett
Andersson et al. 1984	I 0.13(0.24) II 0.046(0.074)	~1 ~0.5		
van den Broek 1979	0.012-0.81	1.7-4.5	0.06-0.16	~1.25
Huschenbeth 1985	0.018-0.029	~0.3-0.9		
ICES 1984	0.06-0.35	~0.5-2.4		
Luckas og Lorenzen 1981	I 0.005(0.006) II 0.017(0.036)			

Tabell A13. ΣDDT i diverse marine fisk (alfabetisk), mg/kg. (Se noter til referanser under hver art, eventuelt kfr. noter til tabell A6.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Berggyllt ( <u>Labrus berggylta</u> )			0.05(0.07) ~0.025(<0.07)	~1.25 ~0.9	Kveseth et al. 1977 Skåre et al. 1985
Brisling ( <u>Sprattus sprattus</u> )	0.26-0.41 0.022-0.030 0.024/0.034 0.15-0.26	2.0-2.9 ~0.35-2.3 0.24/0.41			Falandysz 1985c Huschenbeth 1985 Kerkhoff et al. 1982 Luckas et al. 1980a Bjerk 1972
Hel fisk - se noter					
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossoides platessoides</u> )		0.13			Carlberg og Bøler 1985
Gråsteinbit ( <u>Anarhicas lupus</u> )	0.003 <0.001 ~0.07?	0.53	0.15(0.21)  ~0.04	~1.2  ~0.9	Harvey et al. 1974 Kveseth et al. 1977 Savinova et al. 1981 Sims et al. 1977 Skåre et al. 1985
Hvitting ( <u>Merlangus merlangus</u> )	0.006-0.016  0.012 0.003-0.009 0.004-0.016 0.005/0.005 ~0.008/0.008	~5.9-7.4?  ~4.0-6.0 0.6-1 ~1.2-3.3 ~1.3/1.7 ~1.4/1.0	~0.73-4.2 0.73  0.27-1.9 1.26/1.01	~4.8-12.5 ~1.7  ~0.7-5.7 ~2.5/1.6  ~2-2.5	van den Broek 1979 Franklin 1987 Huschenbeth 1977 Huschenbeth 1985 ICES 1980b Murray 1981 Murray og Norton 1982 Murray og Portmann 1982
Kolje ( <u>Melanogrammus aeglefinus</u> )	0.003 ~0.005  0.004(0.013)	~2.9 ~2.5/1.3	0.32  0.17/0.19 0.037(0.65)  I 0.7 II 0.65	~0.3/0.3     ~2.0 ~1.9	Butler og Schutzmann 1979 Harvey et al. 1974 Murray 1981 Savinova et al. 1981 Sims et al. 1977 Skåre et al. 1985
Kveite ( <u>Hippoglossus hippoglossus</u> )	<0.004 0.24(0.72)	<1.0			Murray 1981 Sims et al. 1977
Lange ( <u>Molva molva</u> )	<0.004	<2.0			Murray 1981
Lomre ( <u>Microstomus kitt</u> )			0.21(0.66) 0.048	~5.2 ~2.3	Kveseth et al. 1977 Skåre et al. 1985

Tabell A13, forts.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Makrell ( <u>Scombrus</u> <u>scombrus</u> )	~0.08(0.16)  0.130/0.134 0.003-0.013 0.05 ~0.014/0.017 0.068 0.035/0.135 0.26(0.64)?	~0.4  ~0.8/2.0  ~0.3 0.28/0.55 ~1.1	~0.017 0.19   0.172 0.088/0.248	0.2     ~2.2	Andersson et al. 1984 Brevik 1978 Butler og Schutzmann 1979 Huschenbeth 1977 ICES 1980b ICES 1984 Kerkhoff et al. 1982 Murray 1981 Murray og Norton 1982 Sims et al. 1977
Piggvar ( <u>Rhombus maximus</u> )	0.009-0.015 <0.003/0.007	2.2-4.1 <1.5/0.7	~0.15/0.32	~1.0/2.1	Falandysz 1985a Murray 1981
Polartorsk ( <u>Boreogadus saida</u> )		0.04			Carlberg og Bøler 1985
Sandflyndre ( <u>Limanda limanda</u> )	0.001-0.017 <0.005 0.007 0.016	~0.2-1.0 <~0.7 0.7	0.075-0.13  ~0.06 0.179	0.42-0.99  ~0.2	Büther 1987 Huschenbeth 1985 ICES 1984 Murray 1981 Murray og Norton 1982
Sei ( <u>Pollachius</u> <u>virens</u> )	0.003 <0.003 0.007	2.1? <0.3	~0.4 ~1-3 0.51	0.7 1.8-4.2? ~0.7	Brevik 1978 Harvey et al. 1974 Murray 1981 Sims et al. 1977
Tunge ( <u>Solea solea</u> )	~0.014 0.007-0.013 I 0.004-0.009  0.01 0.022	~0.5 ~0.4-1.7 ~0.7-2.7  ~2.0	~0.05   II 0.08-0.13 0.130 0.098	~0.6   ~1.3-1.4 ~1.4	Franklin 1987 Goerke et al. 1979 Huschenbeth 1985 ICES 1977a  Murray 1981 Murray og Norton 1982
Bare målt DDE - se noter					

Noter til tabell A13. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. noter til tabell A6 for generelle opplysninger).

#### Berggylt

Middel og maksimum for 8 (Kveseth et al. 1977) og 10 fisk (Skåre et al. 1985) fra Sogndalsfjorden (fruktdistrikt), hhv. 4 og 12 år etter forbud mot sprøyting med DDT.

### Brisling

Ved analyser på blandprøver av hel fisk fra flere steder i Norge 1970 observerte Bjerk (1972) 0.01-0.19 mg  $\Sigma$ DDT på våtvektsbasis og 0.06-1.95 mg/kg fett. De høyeste konsentrasjoner ble påtruffet på steder med sannsynlig tilførsel fra fruktdistrikter.

### Hvitting

Murray og Portmann, 1982. Anført ca. middelvei i fisk fra kysten av England og Wales i 1975-76. Avlest fra fig. Fettprosent ikke opplyst.  $\Sigma$ DDT angis å ha sunket fra 1972.

### Kolje

Harvey et al., 1974. Sitert verdier fra Danmarkstredet/Grønland. Merkelig lav fettprosent.

Savinova et al., 1981. Middelvei og maksimum i fisk fra Barentshavet. (Ikke angitt år.)

### Kveite

Sims et al., 1977. Canadas østkyst, middel og maksimumsverdir. Bemerkelsesverdig høy konsentrasjon. Fettprosent ikke angitt.

Makrell

ICES, 1984. Middell av 25 fisk fra sydlige Nordsjøen desember 1977.

Murray, 1981. Middelveidier gitt av forfatteren for kystnære ("coastal") områder. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her. Storbritannia 1974.

Murray og Norton, 1982. "Typiske" konsentrasjoner i "near waters", Storbritannia 1970-74.

Sandflyndre

Büther, 1987. Høyest konsentrasjoner funnet i fisk fra kysten av Storbritannia, men også høyere konsentrasjon i fisk fra Doggerbank enn fra Tyskebukta 1984-1985.

Sei

Görke et al., 1979. Bare DDD + DDE. Se ellers tabell 6.

Tunge

Murray, 1981. Sitert forfatterens middelveidier for kystnære områder, Storbritannia 1975.

- o -

I flere undersøkelser har man bare registrert det antatt mest bestandige av DDT's nedbrytningsprodukter - DDE. Av slike tilfeller mht. analyser i saltvannsfisk i Norge kan nevnes:

Lever av torsk: 0,3-0,9 mg/kg friskvekt i fisk fra indre Oslofjord (Knutzen, 1982); 0,1-1,4 mg/kg i fisk fra forskjellige steder i Hvalerområdet (Knutzen, 1984); 7,1 mg/kg friskvekt i blandprøve av 2 fisk fra indre Drammensfjorden (Knutzen et al., 1986a); ca. 0,1-0,35 mg/kg friskvekt (0,25-0,70 mg/kg fett) i blandprøver av torsk fra forskjellige steder i Kristiansandsfjorden 1985 (Knutzen og Martinsen, 1986).

Filet av torsk: <0,001-0,002 mg/kg friskvekt (~0,25-0,50 mg/kg fett) i blandprøver fra Kristiansandsfjorden 1985 (Knutzen og Martinsen op. cit.), <0,004 mg/kg friskvekt (<1 mg/kg på fettbasis) i blandprøver av torsk fra Fedafjorden 1984 (Knutzen, 1986).

Lever av skrubbe: 0,21 mg/kg friskvekt i blandprøve av 3 eks. fra innerst i Drammensfjorden 1984 (Knutzen et al., 1986a) <0,1-0,4 mg/kg friskvekt som variasjonsintervall for et 30-talls fisk fordelt på tre fangststeder i Hvalerområdet (Knutzen, 1984); 0,019-0,150 mg/kg friskvekt (ca. 0,05-0,45 på fettbasis) i 4 blandprøver fra Kristiansandsfjorden 1985 (Knutzen og Martinsen, 1986).

Filet av skrubbe: <0,004 mg/kg friskvekt i indre Fedafjorden 1984 (Knutzen, 1986), <0,001-0,003 mg/kg friskvekt i blandprøver fra Kristiansandsfjorden 1985, på fettbasis ~0,1-0,4 mg/kg (Knutzen og Martinsen, 1986).

Tabell A14. ΣDDT i diverse arter av ferskvannsfisk (alfabetisk), mg/kg. (Se noter til referanser under hver art, eventuelt kfr. noter til tabell A7.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Abbor ( <u>Perca fluviatilis</u> )	~0.003-0.010 <0.02/<0.05 0.33??	0.34-1.4  ~40??			Edgren et al. 1981 Kveseth 1973 Pyysalo et al. 1981 Se noter
Bekkerøye ( <u>Salvelinus fontinalis</u> )	<0.01-<0.05				Haines 1983
Gjedde ( <u>Esox lucius</u> )	I <0.010 II 0.011  ~<0.05 0.004-0.013 0.025-0.080 I 0.007± 0.006 II 0.013± 0.017	~<2 <2.2  1.3-4.0 3.4-10.8 0.11-3.5 0.16-8.9	0.30(0.33) 0.62(0.69)  ~0.15 0.063±0.058 0.071±0.064	~4.5 ~7.5 0.23 ~3.6-4.4 0.09-4.3 0.06-1.6	Andersson et al. 1984 Krämer et al. 1984 Kveseth 1973 Miettinen et al. 1985 Moilanen et al. 1982 Pyysalo et al. 1983  Andre: se noter
Gullbust ( <u>Leuciscus leuciscus</u> )	~0.02				Kveseth 1973
Lagesild ( <u>Coregonus albula</u> )			~0.02-0.10	0.7-3.1	Brevik 1981
Lake ( <u>Lota lota</u> )	I <0.001	<~1.1	0.17(0.36) II 0.33-12 III 0.12-5.8	0.34 ~1.2-36 ~0.3-12	Andersson et al. 1984 Se noter
Laks ( <u>Salmo salar</u> )	I 1.6(2.9) II 0.1(0.17) III 0.04 [0.06] 0.05-0.07 ~0.06(0.09) 0.13-0.39	~10 ~3.8  ~0.3 2.8-4.4 ~3.3-7.0	~0.04-0.09	~1.6-3.8	Andersson et al. 1984  Falandysz 1982 Sims et al. 1977 Vuorinen et al. 1985



Tabell A14, forts.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Mort ( <u>Rutilus rutilus</u> )	~0.002-0.025  0.021 0.051±0.032	0.22-1.8  ~1.5 2.7-6.5	0.16(0.5)	8(23)	Edgren et al. 1981 Kveseth 1981 Pyysalo et al. 1981 Pyysalo et al. 1983 Andre: Se noter
Regnbueørret ( <u>Salmo gairdneri</u> )	<0.01 0.019(0.03)	<0.3	0.015(0.06)		Andersson et al. 1984 Pyysalo et al. 1981 Se noter
Røye ( <u>Salvelinus alpinus</u> )	0.01(0.04)	~0.6			Andersson et al. 1984 Andre: Se noter
Sik ( <u>Coreogonus lavaretus</u> )	0.005-0.027	~0.8-1.9			Martinsen et al. 1982 Andre: Se noter
Ørret ( <u>Salmo trutta</u> )	0.09/0.10 0.14-0.76 0.19(0.28)	~2.7/3.3 ~5-19 ~6	0.08	~3	Andersson et al. 1984 Martinsen et al. 1982 Vuorinen et al. 1985 Andre: Se noter
Andre arter (bare DDE, se noter)					

Noter til tabell A14. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. tabell A7 for generelle opplysninger).

#### Abbor

Pyysalo et al., 1981. Middelerdi av 7 eks. fra antatt "clean" innsjøer i østre del av Finland 1980. Høy middelkonsentrasjon skyldes vesentlig en ekstremverdi på 1.7 mg/kg (øvrige konsentrasjoner 0.024-0.20 mg/kg). Konsentrasjonene kan synes bemerkelsesverdige høye i betraktning av at lokalitetene anses tilnærmet "uberørt".

Kveseth, 1973. Rakkestadselva 1969 og Lierelva 1970.

I den belastede innsjøen Päjänne (bl.a. treforedling) fant Paasivirta og Linko (1980) <0.001-0.012 mg DDE/kg friskvekt i 2 serier à 25 abbor fra ulike deler av innsjøen, tilsvarende <0.2-2 mg/kg fett. Bare sitert 1978-verdier. Maksimalinnhold i enkelt fisk: 0.022 mg/kg friskvekt.

### Bekkerøye

Haines, 1983. Variasjon i middelveier for 1-4 år gammel fisk fra 6 tilnærmet "uberørte" innsjøer. Uklart om ikke analysert på p,p-DDT eller ikke detektert. Variasjonsområde for hhv. DDE og DDD: 0.008-0.034 og i.d. - 0.007.

### Gjedde

Andre:

Paasivirta et al. (1981) analyserte DDE-innholdet i ca. 20 fisk fra tre lokaliteter i innsjøen Päjänne, Finland og registrerte i middel 0.004-0.016 mg/kg friskvekt i filett (ca. 0.4-1.4 mg/kg fett).

### Gullbust

Kveseth, 1973. Lierelva 1970. (DDE, bare funnet spor av DDT og DDD).

### Lake

Lunde (1980) registrerte i lake fra Selbusjøen 1977 0.2 mg DDE/kg fett, dvs. ca. 0.034 mg/kg friskvekt.

### Laks

Falandysz, 1982. Middelveier av 5 lengdeklasser (n=4-19) i fisk fanget nær utløpet av Vistula (Gdansk, Polen) 1980-81. Markert diffus påvirkning? Liten forskjell mellom lengdeklasser (motsatt PCB, kfr. tabell 7). Dominans av DDE bare i gruppen med de lengst (eldste?) eksemplarene. Nedgang i konsentrasjonen i forhold til 10 år tidligere.

### Mort

Kveseth, 1981. Mort fanget i innsjø forurenset med avløp fra planteskole, ca. 5 km fra kilde. Verdier betegnes som sammenlignbare med registreringer i tilnærmet "uberørte" norske innsjøer. Konsentrasjonene i mort fanget nær forurenset avløp var omkring 20 ganger høyere (fettbasis).

Knutzen et al. (1986a) registrerte 0.09 mg DDE/kg i friskvekt i et enkelt eksemplar fra indre Drammensfjorden nov. 1984.

Pyysalo et al., 1983. Middelværdi på friskvektsbasis av materiale fra 12 innsjøer i sydlige Finland 1982, på fettbasis variasjonsområde for prøver fra 3 av innsjøene.

#### Regnbueørret

Knutzen og Martinsen (1986) observerte i ett eks. fra Kristiansandsfjorden 1985 følgende konsentrasjoner av DDE i filet og lever på hhv. friskvekts- og fettbasis. Filet: 0.05/~2 mg/kg, lever: 0.03/0.5 mg/kg.

#### Røye

Lunde (1980) registrerte 0.1-0.8 mg DDE/kg fett (~0.04-0.016 mg/kg friskvekt) i fisk fra 4 antatt "uberørte" lokaliteter.

#### Sik

Andre: Lunde (1980) observerte 1.3 mg DDE/kg fett (~0.025 mg/kg friskvekt) i ett eks. fra Sortungen (Hadeland), 1977.

#### Ørret

Martinsen et al., 1982. Variasjon for 5 eks. fra Storelva, Hønefoss 1981 - bemerkelsesverdig høyt maksimum?

Andre: Lunde (1980) fant i filet av 38 prøver fra regional undersøkelse i Norge 1975-1977, 0.003-0.05 mg DDE/kg friskvekt (0.1-4.2 mg/kg fett).

Knutzen og Martinsen, 1986. Filet (n=10) og lever (n=8) av sjørret fra Kristiansandsfjorden april 1985, middelværdier av DDE hhv. i filet og lever på friskvekts- og fettbasis: 0.018(0.062)/0.49; 0.05(0.13)/0.4. (Maksimalverdier for filet i parentes.)

Knutzen et al., 1986. Blandprøve av 3 eks. fra indre Drammensfjorden nov. 1984: <0.05 mg DDE/kg friskvekt i lever.

#### Andre arter (bare DDE)

HARR (Thymallus thymallus). 0.06/0.10 mg DDE pr. kg fett (oil), ~0.001-0.002 mg/kg friskvekt i to prøver fra antatt "uberørte" vannforekomster (Lunde, 1980).

Tabell A15.  $\Sigma$ HCH i torsk (Gadus morhua) fra områder med noe ulik grad av diffus belastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, evt. kfr. noter til referanser i tabell A1. Undersøkelser der bare to isomere inngår i summen er merket \*.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett
*Falandysz 1983			120-500	200-850
*Falandysz 1984a			70-180	300-520
*Falandysz 1985b	4.1-5.0	690-870		
Falandysz 1986b	9.3-21	3000-7300		
Falandysz 1986c			170-380	280-530
*Franklin 1987			37	~90
*Huschenbeth 1985	2-21	~370-4000		
*ICES 1977b	<2	<500?	16-96	~80-190
*Knutzen og Kvalvågnes 1982	1.5	~225		
*Murray 1981	I <2	<500?	I <24	<50
	II <2	<1000?	II 46	~120
	III <2	<500?	III 50	~110
*Murray og Norton 1982	I <2		I ~45-90	
	II 2		II ~30-45	
Skåre et al. 1985			~45(~150)	
Andre (bare en isomer, se noter)				

Noter til tabell A15. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. tabell A1 for generelle opplysninger.)

Falandysz, 1983. Middelerverdier ( $n=(2)8-32$ ) av ulike lengdeklasser av fisk fra Gdanskbukten 1981 (sannsynligvis markert diffust påvirket).  $\Sigma=\alpha+\gamma$ . De høyeste konsentrasjonene ble funnet i den største (eldste?) fisken. Overvekt av  $\alpha$ -HCH.

Falandysz, 1984a. Intervall for middelerverdier ( $n=3-115$ , en ekstremverdi utelatt) for diverse fangststeder i sydlige Østersjøen 1981.  $\Sigma=\alpha+\gamma$  (omtrent like høye konsentrasjoner av hver).

Falandysz, 1985b. Variasjon i middelerverdier for flere fangstområder i sydlige Østersjøen 1981.  $\Sigma=\alpha+\gamma$  (70-80%  $\gamma$ ). Bare spor av  $\beta$ , og  $\delta$ -isomer ikke påvist.

Falandysz, 1986b. Variasjon i middelerverdier ( $n=(4)9-20$ ) for fisk

fanget i Gdanskbukten, ved Gotland, Bornholm og Rønne i sydlige del av Østersjøen 1983. OBS:  $\Sigma\text{HCH} = \alpha + \beta + \gamma$  (kfr. ovennevnte referanser).  $\beta$ -isomerer dominerte (>60-80%); og mer  $\gamma$  enn  $\alpha$  (1.5-3x).

Falandysz, 1986c. Tilsvarende 1986b, men bare spor av  $\beta$ -HCH i lever, mest  $\alpha$ -HCH.

Franklin, 1987.  $\Sigma = \alpha + \gamma$  (mest  $\alpha$ ). Middelerdi, Humberestuaret, okt. 1983.

Huschenbeth, 1985. Blandprøver av (1)2-11 eks. fra Waddensjøen, Nederland 1982-1984 (formodentlig markert diffust påvirket).  $\Sigma\text{HCH} = \alpha + \gamma$ . Avrundede verdier. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

ICES, 1977b. Variasjonsintervall for middelerdier av 5-20 eks. fra flere prøvesteder i sydlige Nordsjøen 1976.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ .

Knutzen og Kvalvågnæs.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Middeler av 11 eks. fra Stavfjorden, Sogn 1981 (i det vesentlige bare berørt av havstrømmer og atmosfærisk belastning).

Murray, 1981.  $\Sigma = \alpha + \gamma$  (mest  $\alpha$ ). Sitert forfatterens angivelser for middelerdier fisk fanget i fjerne farvann (I), nære farvann, men langt fra kysten (II) og nær kysten (III). Kommersielle fangster ilandført i Storbritannia 1975. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her (filetdata på fettbasis nærmest intetsigende pga. konsentrasjoner under deteksjonsgrense).

Murray og Norton, 1982.  $\Sigma = \alpha + \gamma$  (mest  $\alpha$ ). Typiske konsentrasjoner i kommersielle fangster ilandført i Storbritannia 1970-74 fra nære farvann, men langt fra kysten (I) og kystnære områder (II).

Skåre et al., 1985.  $\Sigma = \alpha + \gamma$  (mest  $\alpha$ ). Middelerdi av 18 eks. fra Sogndalsfjorden 1982, samt individuell (avrundet) maksimumsverdi. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

#### Andre referanser

Knutzen, 1984. Lindan i torskelever fra stasjoner i Hvalerområdet 1981 (n=10-12), middelerdier ~10-30  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt, ~10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  på ytre stasjoner.

Knutzen, 1986. Lindan i filet av torsk, middelværdi av 5 eks. fra indre Fedafjorden 1984:  $<0.3 \mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt ( $<75 \mu\text{g}/\text{kg}$  fett).

Tabell A16. ΣHCH i rødspette (Pleuronectes platessa), sild (Clupea harengus), skrubbe (Platichthys flesus) og ål (Anguilla anguilla) fra områder med noe forskjellig grad av diffus belastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Arbeider der bare to isomere av HCH inngår i summen er merket \*. Se noter til referanser, evt. kfr. noter til tabellene A2-A5 for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Rødspette ( <u>Pleuronectes platessa</u> )	13-22(33) 4-6 <2-2 3-7 I <2 II 1-<2 I 3-4 II <2-4	1300-2400 ~700-1200 300? ~300-560 <400? ~125-250?	18-68 31 12 17 16 12-16	~60-220 ~120 ~200 ~160	Falandysz 1985a *Huschenbeth 1985 *ICES 1977b Kruse og Krüger 1984 *Murray 1981  *Murray og Norton 1982
Sild ( <u>Clupea harengus</u> )	I 18(44) II 41(71) III 25(39) 35-85 3-183 6-19 I 5-26 II <2-5 12-17 I 11 II 41 12 10-12	~290 ~310 ~210 630-1500 ~80-1800 ~600-950 ~70-350 ~<120-250 ~120-150	<2-17 4-11(116?) <2-3 19 5 5	<50-800 ~120-140 ~<100-190 ~150	*Andersson et al. 1984  Falandysz 1986a *Hansen et al. 1985 Huschenbeth 1985 ICES 1977b  Kruse og Krüger 1984 *Luckas og Lorenzen 1981  *Murray 1981 *Murray og Norton 1982
Skrubbe ( <u>Platichthys flesus</u> )	14-20(33) 4-9 I 3(~9) II 4(~9) <2 1.9-3.7	1100-2200 500-1800  <500 ~210-2500	12  11 24-28 ~2	~60  ~275 ~70?	Falandysz 1985a *Franklin 1987 *Huschenbeth 1985 *Luckas og Lorenzen 1981  *Murray 1981 *Richard og Dulley 1983 *Skåre et al. 1985 Andre, se noter
Ål ( <u>Anguilla anguilla</u> )	11-16 I 22(~30) II 53(~90)	~180-500			*Huschenbeth 1985 *Luckas og Lorenzen 1981

Noter til tabell A16. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr.

tabellene A2 (rødspette), A3 (sild), A4 (skrubbe) og A5 (ål) for generelle opplysninger).

### Rødspette

Falandysz, 1985a.  $\Sigma = \alpha + \beta + \gamma$  (mest av  $\beta$ , ofte >50%). Intervall for middelveier (n=3-9) fra 4 fangststeder i sydlige Østersjøen aug-sept. 1983. Maksimumsverdier i enkeltks. i parentes.

Huschenbeth, 1985.  $\Sigma = \alpha + \gamma$  (mest  $\gamma$ ). Intervall for middelveier av 4 prøver à 5-11 fisk fra Waddensjøen (sydlige Nordsjøen) 1982-1984. Omregning til fettbasis foretatt her.

ICES, 1977b.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Intervall for middelveier fra 7 prøver à 5-10 eks. fra østkysten av England 1975. Omregning til fettbasis gjort her. Usikre fileterverdier - begge isomere stort sett <1 $\mu$ g/kg friskvekt.

Kruse og Krüger, 1984.  $\Sigma = \alpha + \beta + \gamma$  ( $\beta < 2 \mu\text{g/kg}$  friskvekt). Prøver av markedsfisk fra Tyskebukten 1984. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

Murray, 1981.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Middelveier i markedsfisk ilandført i Storbritannia 1975 fra I: nære farvann, men langt fra kysten, II: kystnære områder. Omregning til fettbasis utført her.

Murray og Norton, 1982.  $\Sigma = \alpha = \gamma$ . Sitert forfatterens "typiske" konsentrasjoner for nære farvann (I) og "inshore" fangststeder (II). Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

### Sild

Andersson et al., 1984.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Sitert middelveier og maksimum av 19-23 prøver fra hver av Bottenviken 1980-81 (I), Østersjøen 1980-81 (II) og Sveriges vestkyst 1977 (III). Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.

Falandysz, 1986a.  $\Sigma = \alpha + \beta + \gamma$  (for det meste dominans av  $\alpha$ , noen ganger  $\beta$ ). Intervall for middelveier (n=18-33) fra ulike fangststeder i sydlige Østersjøen, aug.-sept. 1983.

Hansen et al., 1985.  $\Sigma = \alpha + \beta$  (vanligvis mest  $\alpha$  i filet, omlag likt i lever). Variasjon for ca. 70 eks. fra Travemünde (Østersjøen), 1979. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.



- Huschenbeth, 1985. 2 prøver fra Waddensjøen (Nederland) 1982-1983. Omregning til fettbasis foretatt her.
- ICES, 1977b.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . 2 (lever) og 6 (filet) blandprøver (?) à 10-25 fisk fra sydlige Nordsjøen (England) 1975(I) og 3 prøver fra England 1976(II). Omregning til fettbasis foretatt her.
- Luckas og Lorenzen, 1981.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Middelerverdier av hhv. 6 og 12 prøver fra Tyskebukten nær Danmark og fra åpne farvann i sydlige Østersjøen, 1981.
- Murray, 1981.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Middel for fisk fanget nær kysten av Storbritannia 1975. Konsentrasjoner på fettbasis beregnet her.
- Murray og Norton, 1982.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . "Typiske" konsentrasjoner for "inshore" fangststeder i Storbritannia 1970-74.

#### Skrubbe

- Falandysz, 1985a. Se rødspette (ovenfor).
- Franklin, 1987.  $\Sigma = \alpha + \gamma$  (mest  $\gamma$ , kfr. tabell. Middelerverdi, Humberestuaret okt. 1983.
- Huschenbeth, 1985. Se rødspette (n = 5-10).
- Luckas og Lorenzen, 1981.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Middelerverdier (maks. i parentes) av hhv. 50 og 20 prøver (eks.?) fra Nordsjøen nær Danmarks sydgrense (I) og fra åpent farvann i sydlige Østersjøen (II), 1981.
- Murray, 1981.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Middelerverdi fra fangster i kystnære områder, Storbritannia 1975. Omregning til fettbasis her.
- Richard og Dulley, 1983.  $\Sigma = \alpha + \beta$ . Intervall for middelerverdier i 3-5 årsklasser, Themsenestuaret, 1977-80.
- Skåre et al., 1985.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Fisk fra Sogndalsfjorden 1982. Omregning til fettbasis foretatt her (antatt samme fett % som angis i prøver for PCB, etc.).

Andre: Forøvrig i Norge er det av lindan observert <10-20 µg/kg friskvekt i lever av skrubbe fra Øra/Hvaler 1980 (Knutzen 1984) og <0.3 µg/kg friskvekt (<40/<80 µg/kg fett) i filet av henholdsvis skrubbe og

torsk fra indre Fedafjorden 1984 (Knutzen 1986).

A1

Huschenbeth, 1985. Se rødspette. (3 prøver, n=1-2).

Luckas og Lorenzen, 1981. Middelværdi (maks. i parentes) av 4 og 18 fisk fra henholdsvis vestkysten av Danmark (I) og åpent farvann i sydlige Østersjøen, 1981.

Tabell A17. ΣHCH i diverse marine arter av fisk (alfabetisk) fra områder med ulik grad av diffus belastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Arbeider der bare 2 isomere inngår i summen er markert med \*. For det meste sitert middelverdier (maksimumskonsentrasjoner i parentes). For nærmere opplysninger, se noter til referanser i tabell A6.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER/PRØVESTED
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Berggylt ( <u>Labrus</u> <u>berggylta</u> )			2(~9?)	~75	*Skåre et al. 1985 Sogndalsfjorden 1982
Brisling ( <u>Sprattus</u> <u>sprattus</u> )	78-160 13-20  11	510-1400 ~200-1500  ~50			Falandysz 1985c, sydlige Østersjøen *Huschenbeth 1985, Waddensjøen (Nederland) *Murray 1981, Storbritannia OBS: analysert hel
Gråsteinbit ( <u>Anarchicas</u> <u>lupus</u> )			6	~220	*Skåre et al. 1985, Sogndalsfjorden
Hvitting ( <u>Merlangus</u> <u>merlangus</u> )	4-6  I <2 II <2	~550-800  ≤500 ≤650	58  70 80	~130  ~130 ~130	*Franklin 1987 *Huschenbeth 1985, Waddensjøen, (Nederland) *Murray 1981, Storbritannia
Kolje ( <u>Melanogrammus</u> <u>aeglefinus</u> )	I <2 II <2	<1000 < 500	60 50 32(~60)	~100 ~ 80 ~100	*Murray 1981, Nordsjøen/Storbritannia *Skåre et al. 1985, Sogndalsfjorden
Kveite ( <u>Hippoglossus</u> <u>hippoglossus</u> )	<2	< 500			*Murray 1981, Island
Lomre ( <u>Micro-</u> <u>stomus kitt</u> )			3(~6)	~150	Skåre et al. 1985, Sogndalsfjorden

Tabell A17, forts.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER/PRØVESTED
	µg/kg friskvekt	µg/kg fett	µg/kg friskvekt	µg/kg fett	
Makrell ( <u>Scombrus</u> <u>scombrus</u> )	7-13 3	~40-200 ~50	OBS Bare 8	lindan ~100	*Huschenbeth 1977, Tyskebukten *Murray 1981, Storbritannia
Piggvar ( <u>Rhombus</u> <u>maximus</u> )	13-20 <2	3600-7000 <500	14	~100	Falandysz 1985a, sydlige Østersjøen *Murray 1981, Storbritannia
Polartorsk ( <u>Boreogadus</u> <u>saida</u> )		~9			Carlberg og Bøler 1985, Svalbard
Sandflyndre ( <u>Limanda</u> <u>limanda</u> )	3-13 I <2 II 1-<2 <2	~270-750 <200 <300	31-47 14 17 16	169-318 ~ 40 ~ 90	*Büther 1987 <sup>1</sup> *Huschenbeth 1985, Nederland Murray 1981, Storbritannia Murray og Norton 1982, Storbrit.
Sei ( <u>Pollachius</u> <u>virens</u> )	<2	<100	70	~100	*Murray 1981, Nordsjøen
Tunge ( <u>Solea</u> <u>solea</u> )	5-9 5-31 <2 <3	~200-350 ~350-3000 <400	8 14 14	~90 ~150	*Franklin 1987 *Goerke et al. 1979, Weserestuaret *Huschenbeth 1985, Nederland *Murray 1981, Storbritannia *Murray og Norton 1982, Storbrit.

<sup>1</sup>  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Mest  $\gamma$  i Tyskebukten, men  $\alpha$  dominerte i øvrige delområder av sydlige Nordsjøen. Høyest konsentrasjon på fettbasis i fisk fanget lengst fra land.

Tabell A18.  $\Sigma$  HCH i diverse arter av ferskvannsfisk (alfabetisk) fra områder med forskjellig grad av diffus belastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Referanser der bare en eller to isomere inngår i summen er markert med \*. Se noter til referanser eller kfr. tabell A7 for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Bekkerøye ( <u>Salvelinus fontinalis</u> )	3-19				*Haines 1983
Gjedde ( <u>Esox lucius</u> )				54	*Krämer et al. 1984
Laks ( <u>Salmo salar</u> )	I 50(69) II 7 III 14 35-109 ~2-6	~350 ~250 ~100 ~1700-5500 ~55-140	~2-9	~90-380	*Andersson et al. 1984 *Falandysz 1982 *Vuorinen et al. 1985
Regnbueørret ( <u>Salmo gairdneri</u> )	6	~170			*Andersson et al. 1984
Røye	<5(12)	~300			*Andersson et al. 1984
Sik ( <u>Coreogonus lavaretus</u> )	<0.9-3	<150-180			*Martinsen et al. 1982
Ørret ( <u>Salmo trutta</u> )	8-9 3-12 ~1.4	~270 ~90-300 ~50	1.2	~45	*Andersson et al. 1984 *Martinsen et al. 1982 Vuorinen et al. 1985

Noter til referanser i tabell A18.

#### Bekkerøye

Haines, 1983. Bare  $\alpha$ -HCH. Middelerverdier fra seks lite påvirkede innsjøer i Maine, USA, 1-4 år gamle fisk.

#### Gjedde

Krämer et al., 1984.  $\Sigma = \alpha + \beta + \gamma + \delta$  (mest  $\alpha$  - 80%, dernest  $\gamma$ ).  
1 fisk fra innsjø på Azorene.

Laks

Andersson et al.  $\Sigma = \alpha + \beta$ . Sitert middelverdier (og maksimumskonsentrasjoner i parentes i kommersielle fangster fra Vallvik/Söderhamn (Bottenviksomr.) 1978 (I, n=8), Vänern 1979 (II, n=10) og Grönland 1979 (III, n=5). Omregning til fettbasis foretatt her.

Falandysz, 1982.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Middelverdier for 5 lengdeklasser 4-19 eks. i hver. Gdanskbukten 1980-1981. Må antas markert diffust belastet område. Omregning til fettbasis foretatt her.

Vuorinen et al., 1985. Bare lindan. Middelverdier fra 2 elvebestander (Bottenviken og Finskebukten) pluss oppdrettsanlegg (lavest konsentrasjon).

Regnbueørret

Andersson et al., 1984.  $\Sigma = \alpha + \beta$ . Oppdrettsanlegg ved Göteborg 1981.

Røye

Andersson et al., 1984.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Arjeplog (Nord-Sverige) 1978. Omregning til fettbasis her. Middell av 6 fisk pluss maksimum (parentes).

Sik

Martinsen et al., 1982.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . Variasjon for 3 fisk fra Sokna høsten 1981. Omregning til fettbasis foretatt her.

Ørret

Andersson et al., 1984.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . 2 prøver fra Bottenviken 1976. Omregning til fettbasis foretatt her.

Martinsen et al., 1982.  $\Sigma = \alpha + \gamma$ . 5 fisk fra Storelva ved Hønefoss (tømmerdrift i nedbørfeltet), høsten 1981. Omregning til fettbasis foretatt her.

Vuorinen et al., 1985. Bare lindan. Middelverdi for 11 fisk fra elv i Nord-Finland. Omregning til fettbasis foretatt her.

Tabell A19. Dieldrin i torsk (Gadus morhua), µg/kg. Se noter til referanser, eventuelt kfr. tabell A1 for generelle opplysninger.

REFERANSER	FILET		LEVER	
	µg/kg friskvekt	µg/kg fett	µg/kg friskvekt	µg/kg fett
Freeman et al. 1984			60±110	
Huschenbeth 1977	I <1 II 2	<350 ~1400	I 23	~45
Huschenbeth 1985	1-10	~170-1100		
ICES 1977a	I 1 II 0.2 III 0.2-1	~250 200 ~300-2000	I 32-49 II 50 III 96-410	~75-100 125 ~180-800
ICES 1977b	<1-4	~125-2000	40-680	~100-1700
ICES 1980b	1-4	~125-1200	25-320	~65-2000
ICES 1984	1	1320	140-266	390-550
Kruse og Krüger 1984	2	~340		
Murray 1981	I 1 II 1 III 2	~250 ~500 ~500	10 170 180	~20 ~400 ~400
Murray og Norton 1982	I 2 II <1-3		I 68 II 140-220	
Skåre et al. 1985			<3	<10
Vandamme og Maertens 1983	0.7	93		
Wickström og Pyysalo 1981			<10	

Noter til tabell A19. (Hvis referansen er utelatt, kfr. tabell A1 for generelle opplysninger).

ICES, 1977b. Se tabell A1. Nest høyeste dieldrin-konsentrasjon i lever var 430 og ~1000, hhv. på friskvekts- og fettbasis.

ICES, 1980b. Variasjonsintervall for middelveier av 8 prøver à 4-10 fisk fra Skottland 1977.

ICES, 1984. Middelveier av 10 eks. fra sydlige Nordsjøen 1978.

Murray og Norton, 1982. "Typiske" konsentrasjoner for fisk ilandført i Storbritannia 1970-74 fra hhv. "near" og "inshore waters" (II).

Tabell A20. Dieldrin i rødspette (Pleuronectes platessa), sild (Clupea harengus), skrubbe (Platichthys flesus) og ål (Anguilla anguilla) fra områder med ulik grad av diffus belastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, eventuelt kfr. tabellene A2 (skrubbe), A3 (sild), A4 (rødspette) og A5 (ål) for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Rødspette ( <u>Platichthys flesus</u> )	1.6-3.4 2-4 I 1 II 8 I 1-6 II 1-8 1-13 2 <1 I 4 II 3 I 2 II <2-6 ~1	~1070-1560 ~360-1300 ~330 ~5600 ~125-650 ~350-1350 ~170-1400 860 <100 ~800 ~375  110	15-228  7 14 7-36 7-88 10-130  22 50 20 13 29-41	~1000-1700  ~80 ~900 ~50-600 ~170-550 ~140-1500  ~80 ~800 ~170	van den Broek 1979 Huschenbeth 1985 ICES 1977a  ICES 1977b  ICES 1980b ICES 1984 Kruse og Krüger 1984 Murray 1981  Murray og Norton 1982  Vandamme og Maertens 1983
Sild ( <u>Clupea harengus</u> )	I 11(28) II 21(34) III 22(32) <1-45(65) 15/13 2-8 ~15 5-7 4 10 <1-10 20 15-26 ~5	~180 ~160 ~180 <12-2500 ~1500/100 ~100-800 ~160 ~70-400 65 ~400 <12-100 ~250 170	0.5-6.4  8-34 15  <1 10 7	150-270  ~275-700 ~120	Andersson et al. 1984  Hansen et al. 1985 Huschenbeth 1977 Huschenbeth 1985 ICES 1977a ICES 1977b ICES 1980b ICES 1984 Kruse og Krüger 1984 Murray 1981 Murray og Norton 1982 Vandamme og Maertens 1983
Skrubbe ( <u>Platichthys flesus</u> )	<2-20 2-9  20 0.5-0.6  ~1.5	~650-1400? ~260-1600  ~5000 ~200-250  186	6.6-39  70 120  <1	~1600-3100  ~500 ~3000  <~30	van den Broek 1979 Huschenbeth 1985 ICES 1980b Murray 1981 Richard og Dulley 1983 Skåre et al. 1985 Vandamme og Maertens 1983



Tabell A20, forts.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	µg/kg friskvekt	µg/kg fett	µg/kg friskvekt	µg/kg fett	
Ål ( <u>Anguilla anguilla</u> )	I 29(41) II 22(53) 3-232? 12-18 30-190	~1000 ~450 ~400-1400 ~210-600 390-1200	~8-76	~180-550	Andersson et al. 1984 van den Broek 1979 Huschenbeth 1985 ICES 1984

Noter til tabell A20. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. tabellene A2-A5 (hhv. for skrubbe, sild, rødspette og ål) mht. generelle opplysninger).

#### Rødspette

van den Broek, 1979. Intervall for middelværdier i eldste årsklasse fra Midwayestuaret (15 km fra Themens munning og sannsynligvis med markert diffus belastning). Månedsobservasjoner mars 1974 - mars 1975.

ICES, 1977a. Verdier fra henholdsvis nord for Skottland (I) og sydlige del av Nordsjøen (II), 1975.

ICES, 1977b. Middelværdier av 5-10 fisk fra henholdsvis nord for Skottland (I) og sydlige Nordsjøen (II, England, en ekstremverdi i lever utelatt), 1975.

ICES, 1984. Fisk fra Tyskebukten des. 1978.

#### Sild

Huschenbeth, 1977. Blandprøver à 8 og 15 fisk fra henholdsvis Helgoland og Farndypet utenfor Storbritannia 1973.

ICES, 1977b. Blandprøver fra flere steder i Nordsjøen og Irskesjøen 1976. Utelatt en ekstremverdi.

ICES, 1980b. Blandprøve fra kysten av Skottland 1977. Utelatt ekstremverdi i annen blandprøve fra samme sted (1400 og 2000 µg/kg fett i hhv. filet og lever).

Skrubbe

van den Broek, 1979. Midwayestuaret ca. 25 km fra Themsens munning og sannsynligvis markert diffust belastet. Intervall for månedlige observasjoner mars 1974 - mars 1975. Sitert resultater for gruppene over 20 cm (filet og 14-20 cm (lever). Omregning til fettbasis foretatt her. Til dels lave fettprosenten (og usikre verdier?).

A1

Andersson et al., 1984. Middelveier og maksimum (parentes) for 8 og 10 fisk fra hhv. nederst i elven Viskan 1981 (I) og i Klosterfjorden utenfor Viskan 1980 (II). Elven mottok inntil forbud i 1970 utslipp av dieldrin.

ICES, 1984. Intervall for blandprøver fra Nederland 1979.

Tabell A21. Dieldrin i diverse arter av saltvannsfisk (alfabetisk),  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, eventuelt kfr. tabell A6 for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Berggylt ( <u>Labrus berggylta</u> )			<1	$\leq 40$	Skåre et al. 1985
Brisling ( <u>Sprattus sprattus</u> )	19 20 20	~350 ~300-1500 ~90			Huschenbeth 1977 Huschenbeth 1985 Murray 1981
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossoides platessoides</u> )		51			Carlberg og Bøler 1985
Gråsteinbit ( <u>Anarchicas lupus</u> )			<1	$\leq 25$	Skåre et al. 1985
Hvitting ( <u>Merlangus merlangus</u> )	I 6 II 8 1-6 1-7 I 1 II 2 I 3 II <2	~2400(?) ~3900(?) ~200-700 ~300-1200	60-210(830?)	~120-500 ~350 ~250 120 100-250 ~250-300	Huschenbeth 1977 Huschenbeth 1985 ICES 1980b Murray 1981 Murray og Norton 1982 Murray og Portmann 1982
Kolje ( <u>Melanogrammus aeglefinus</u> )	1	~500	30 <3	~50 $\leq 10$	Murray 1981 Skåre et al. 1985
Kveite ( <u>Hippoglossus hippoglossus</u> )	2	~500			Murray 1981
Lomre ( <u>Microstomus kitt</u> )			<1	$\leq 50$	Skåre et al. 1985
Makrell ( <u>Scombrus scombrus</u> )	20/33 10-30 8 8/20	~300/200 60-170 ~180	18 18/30	~230	Huschenbeth 1977 ICES 1984 Murray 1981 Murray og Norton 1982
Piggvar ( <u>Rhombus maximus</u> )	2	~500			Murray 1981

Tabell A21, forts.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Polartorsk ( <u>Boreogadus saida</u> )		42			Carlberg og Bøler 1985
Sandflyndre ( <u>Limanda limanda</u> )	2-13 I 4 II 4 1-5	~340-700 ~400 ~550	I 20 II 40 48	~55 ~210	Huschenbeth 1985 Murray 1981 Murray og Norton 1982
Sei ( <u>Pollachius virens</u> )	1	250	10	~20	Murray 1981
Tunge ( <u>Solea solea</u> )	4.2(5.2) 4-18 <1-3 <1-2 4	~155 ~600-1700 ~400 ~250-1000	8-52 30	~100-400	Goerke et al. 1979 Huschenbeth 1985 ICES 1977a Murray 1981 Murray og Norton 1982

Noter til tabell A21. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. tabell A6 for generelle opplysninger).

#### Brisling

Huschenbeth, 1977. Blandprøve av 25 eks. fra Tyskebukten (Helgoland) 1973.

#### Hvitling

Huschenbeth, 1977. Blandprøver av 25 eks. i 1973 fra henholdsvis Farndypet utenfor Storbritannia (I) og Helgoland (Tyskebukten, II). Omregning til fettbasis foretatt her. OBS: Lav fettprosent (0.21-0.25).

Murray, 1981. Middelveier for fisk ilandført i Storbritannia 1974-1975 henholdsvis fra Middle Water (I, nære farvann) og kystfarvann (II).

Murray og Norton, 1982. Kommersielle fangster i Storbritannia 1970-74, hhv. "near" og "inshore".

Murray og Portmann, 1982. Avlest fra forfatterens fig. omtrentlige middelveier for fisk fra England og Wales 1975-1976. Synkende

tendens fra 1972 (da ca. 0.4 mg/kg filet).

#### Makrell

Huschenbeth, 1977. Intervall for blandprøver av 4-5 eks. fra Helgoland og Tyskebukten 1973. Omregnet til fettbasis her.

ICES, 1984. Intervall for middelværdier fra sydlige del av Nordsjøen, des. 1977.

#### Sandflyndre

Murray, 1981. Blandprøver av fisk ilandført i Storbritannia 1975, henholdsvis fra nære, åpne farvann (I) og kystfarvann (II). Omregning til fettbasis foretatt her.

#### Tunge

ICES, 1977a. Minimums- og maksimumskonsentrasjon fra sydlige Nordsjøen 1975.

Tabell A22. Dieldrin i diverse arter av ferskvannsfisk (alfabetisk),  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, evt. kfr. tabell A7 for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Abbor ( <u>Perca fluviatilis</u> )	<4		<3		Wells og Cowan 1984
Bekkerøye ( <u>Salvelinus fontinalis</u> )	1-7				Haines 1983
Gjedde ( <u>Esox lucius</u> )	I 1(1) II <1 III <1  <4	~170 ≤110 ≤170	22(23) 21(32)  1 <60	~375 ~250	Andersson et al. 1984  Krämer et al. 1984 Wells og Cowan 1984
Karpe ( <u>Caprinus carpio</u> )			6		Krämer et al. 1984
Mort ( <u>Rutilus rutilus</u> )	1(1)	~110			Andersson et al. 1984
Ørret ( <u>Salmo trutta</u> )	3(4) <4	~270	<3		Andersson et al. 1984 Wells og Cowan 1984

Noter til tabell A22. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. tabell A7 for generelle opplysninger.)

#### Abbor

Wells og Cowan, 1984. Forfatterne har ut fra observasjoner i en vannforekomst forurenset med dieldrin beregnet biologisk halveringstid i abbor, ørret og gjedde etter stopp i belastningen og konkludert med at <1% er igjen i filet og lever av fisken etter 4-7 år. Denne 1%-konsentrasjonen er beregnet her og oppført i tabellen (og størrelsesordenen i prinsippet bekreftet av Wells og Cowans fig. 4).

#### Gjedde

Andersson et al., 1984. Data st. 1 (I, elven Viskan ved Borås, 1980, n=5 (filet) og n=2) og fra st. 4 (II, Häggån, 1981, n=3) og fra

Västra Öresjön 1980 (III, n=1). I og II belastet med dieldrin inntil 1968. Middelerdier og maksimum i parentes. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Wells og Cowan, 1984. Se ovenfor under abbor.

#### Karpe

Krämer et al., 1984. Enkelt fisk fra Azorene (lite påvirket).

#### Mort

Andersson et al. Middelerdi og maksimum (parentes) av 4 fisk fra I nevnt under gjedde ovenfor.

#### Ørret

Andersson et al., 1984. Middelerdi og maksimum (parentes) av 5 eks. fra elven Viskan 1979, kfr. note til gjedde ovenfor.

Wells og Cowan, 1984. Se note under abbor.

Tabell A23. Aldrin i diverse arter av fisk (alfabetisk),  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . i.d.: ikke identifisert og uten angivelse av deteksjonsgrense.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER OG KOMMENTARER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Bekkerøye ( <u>Salvelinus fontinalis</u> )	i.d.-11(?)				Haines 1983. Antatt lite påvirkede innsjøer. I.d.: i alle prøver unntatt en (usannsynlig høyt i den ene?)
Skrubbe ( <u>Platichthys flesus</u> )	0.5-1.0	~100-350	3.6-6.7		Richard og Dulley 1983. Medway-estuaret, ca. 25 km fra munningen av Themsen, mao. markert diffus påvirkning.
Torsk ( <u>Gadus morhua</u> )			<1 <3	<2-3 ≤10	Huschenbeth 1977, Østersjøen 1975. Skåre et al. 1985. Sogndalsfjorden 1982. Lite påvirket. Omregn. til fettbasis her.
Diverse marine			<1		Skåre et al. Se ovenfor. Deteksjonsgrense angitt for bl.a. berggyllt, gråsteinbit, lomre og skrubbe.



Tabell A24. Endrin i diverse arter av fisk (alfabetisk),  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER OG KOMMENTARER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossoides</u> <u>platessoides</u> )		8.8			Carlberg og Bøler 1985. Kongsfjord, Svalbard. Antatt lite påvirket.
Gjedde ( <u>Esox lucius</u> )				2	Krämer et al. 1984. Enkelt eks. fra Azorene. Antatt lite påvirket.
Karpe ( <u>Cyprinus</u> <u>carpio</u> )				6	Krämer et al. 1984. Se ovenfor.
Skrubbe ( <u>Platichthys</u> <u>flesus</u> )	<1	<100	<1		Richard og Dullely 1983. Se tabell 23.
Tunge ( <u>Solea solea</u> )	<1	≤40			Goerke et al. 1979, utenfor Weserestuaret, 12-24 km fra kysten. Formodentlig noe påvirket.
Andre			<0.1		Krämer et al. 1984. Registrert i dypvannsart fra Azorene.

Tabell A25. Toxafen (klorerte terpener) i diverse saltvanns- og ferskvannsfisk (alfabetisk), mg/kg. Se noter til referanser.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossus platessoides</u> )		0.22			Carlberg og Bøler 1985
Røye ( <u>Salvelinus alpinus</u> )	~0.75	9			Jansson et al. 1979
Sild ( <u>Clupea harengus</u> )	~0.4 I 0.4 II 1.0	13 9.8 4.4 12			Jansson et al. 1979 Jansson og Wideqvist 1983 Musial og Uthe 1983
Torsk ( <u>Gadus morhua</u> )			1.1	2.4	Musial og Uthe 1983

Noter til tabell A25.

Gapeflyndre

Carlberg og Bøler, 1985. Blandprøve (n=3) fra Kongsfjorden, Svalbard 1984. Lite påvirket område.

Røye

Jansson et al., 1979. Materiale fra Vättern (oligotrof) i 1978 (?). Kvantifisering ved summering av 22 topper jevnført med summen av de samme i standard Toxaphene. (Imidlertid var en del topper overdekket av chlordanbeslektede forbindelser). Konsentrasjon på friskvektsbasis beregnet her.

Sild

Jansson et al., 1979. Blandprøve (?) av 40 fisk fra Gotland 1978. Se forøvrig ovenfor (røye).

Jansson og Wideqvist, 1983. Arbeide med analyseteknisk siktemål. Ikke angitt prøvens opphav.

Musial og Uthe. Blandprøve av 25 eks. fanget henholdsvis ved Nova Scotia 1979 (I) og St. Lawrencebukten i Canada 1981. Kvantifisert ut fra 6-10 topper jevnført med "nitrated" toxaphenestandard.

#### Torsk

Musial og Uthe, 1983. Torsk fra St. Lawrencebukten 1979. Se ellers under sild.

Tabell A26. Chlordan i diverse arter av saltvannsfisk (alfabetisk) fra områder med noe ulik grad av diffus belastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, evt. kfr. tabell A1 (torsk), A2 (skrubbe), A3 (sild), A4 (rødspette), A5 (ål) og A6 (diverse arter) for generelle opplysninger. Avvikende høye verdier markert med ?

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Berggylt ( <u>Labrus berggylta</u> )			10	~370	Skåre et al. 1985
Brisling ( <u>Sprattus sprattus</u> )	I 10 II 10	90 140			Kerkhoff et al. 1982
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossoides platessoides</u> )		~130			Carlberg og Bøler 1985
Gråsteinbit ( <u>Anarhicas lupus</u> )			9(14)	~200	Skåre et al. 1985
Kolje ( <u>Melanogrammus aeglefinus</u> )			II 36(58)	~110	Skåre et al. 1985
Lomre ( <u>Microstomus kitt</u> )			7	~350	Skåre et al. 1985
Makrell ( <u>Scombrus scombrus</u> )	I 5 II 3	~100 ~100			Kerkhoff et al. 1982
Sild ( <u>Clupea harengus</u> )	~20 I 10 II 10 ~26-43	600 ~ 90 ~120 390-830			Jansson et al. 1979 Kerkhoff et al. 1982 Moilanen et al. 1982
Skrubbe ( <u>Platichthys flesus</u> )			4(8)	~130	Skåre et al. 1985
Torsk ( <u>Gadus morhua</u> )			830(?) ~100-300 91(220) 20-50	~2400? 220-540 ~290	Abdullah et al. 1986 Kerkhoff et al. 1982 Skåre et al. 1985 Wickström et al. 1981 (OBS: bare $\alpha+\gamma$ -chlordan)

Noter til tabell A26. (Hvis vedkommende referanse er utelatt kfr. tabellen A1 (torsk), A2 (skrubbe), A3 (sild), A4 (rødspette) og A6 (diverse arter) for generelle opplysninger).

#### Gapeflyndre

Carlberg og Bøler, 1985. Blandprøve av 3 eks. fra Kongsfjorden, Svalbard, 1984. Sum chlordan beregnet her av:  $\alpha$ - og  $\beta$ -chlordan, trans- og cis-nonaklor, heptaklor, heptakloreposid og oxychlordan.

#### Gråsteinbit

Skåre et al., 1985. Middell og maksimum (parentes) av 2 eks. fra Sogndalsfjorden 1982. OBS: Sum chlordan omfatter bare oxychlordan + trans-nonaklor.

#### Kolje

Skåre et al., 1985. Middell og maksimum av 7 eks. fra Sogndalsfjorden 1982. Chlordan = oxychlordan + trans-nonaklor.

#### Sild

Jansson et al., 1979. Blandprøve av 40 eks. fra området ved Gotland 1978. Sum av  $\alpha$ - og  $\gamma$ -chlordan, trans-nonaklor og oxychlordan.

Moilanen et al., 1982. Variasjonsområde i prøver fra Finskebukten 1982. Sum av  $\alpha$ - og  $\gamma$ -chlordan, oxychlordan og trans-nonaklor.

#### Torsk

Abdullah et al., 1986. Middellverdi av 24 eks. fra indre Oslofjord 1985-86. Sum av heptakloreposid, trans-nonaklor og oxychlordan og konsentrasjon på fettbasis beregnet her. Bemerkelsesverdig høy konsentrasjon ?

Kerkhoff et al., 1982. Variasjon for 4 prøver fra sydlige til nordlige Nordsjøen 1980-1981. (Høyest i sentrale Nordsjøen.) Sum: cis-, trans- og oxychlordan, samt heptakloreposid og trans-nonaklor.

Skåre et al., 1985. Middell og maks. av 18 eks. fra Sogndalsfjorden 1982. Se ellers kolje.

Wickström et al., 1981. Variasjonsområde for prøver fra innerst i Finskebukten til Bottenviken 1979 (?). Fett-% ikke angitt.

Tabell A27. Chlordan i diverse arter av ferskvannsfisk (alfabetisk),  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, evt. kfr. tabell A7 for generelle opplysninger. Avvikende høye konsentrasjoner markert med ?

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Abbor ( <u>Perca fluviatilis</u> )	102?	~13000?			Pyysalo et al. 1981
Gjedde ( <u>Esox lucius</u> )	~18-45 I 9±12 II 16±17	2400-6400 90-8680? 170-11480?	~40-80 II 31±81 II 17±23	33 ~1100-2100 30-860 10-700	Krämer et al. 1984 Moilanen et al. 1982 Pyysalo et al. 1983
Karpe ( <u>Cyprinus carpio</u> )				21	Krämer et al. 1984
Laks ( <u>Salmo salar</u> )	32-56	~800-1300	12-21	~500-1000	Vuorinen et al. 1985
Mort ( <u>Rutilus rutilus</u> )	<60? 17±15	<4300? ~180-500			Pyysalo et al. 1981 Pyysalo et al. 1983
Regnbueørret ( <u>Salmo gairdneri</u> )	<30?				Pyysalo et al. 1981
Ørret ( <u>Salmo trutta</u> )	20	~630	14	~500	Vuorinen et al. 1985

Noter til tabell A27. (Hvis vedkommende referanse er utelatt, kfr. tabell A7 for generelle opplysninger.)

#### Abbor

Pyysalo et al., 1981. Middelerverdi av 7 fisk fra lite direkte påvirket innsjø nær Kuopio, Finland. Konsentrasjon på fettbasis beregnet her. Sum =  $\alpha$ + $\gamma$  chlordan + trans-nonaklor (ikke påvist, dvs. <10  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Resultatene virker mindre tilforlidelige (store individuelle variasjoner (<10-350  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , bemerkelsesverdig høye maksimumskonsentrasjoner, en av de antatt mest persistente komponentene - trans-nonaklor - ikke påvist, kfr. også noter til tabellene A7 og A14).

#### Gjedde

Krämer et al., 1984. Enkelteksempler fra Azorene. Sum = cis-, trans-

og oxychlordan pluss trans-nonaklor.

Moilanen et al., 1982. Variasjonsområde for 3-8 eks. (hhv. lever og filet) fra overgangsområdet mellom Østersjøen og Bottenviken. Sum chlordan omfatter  $\alpha$ - og  $\gamma$ -chlordan pluss trans-nonaklor og heptaklor. Konsentrasjonene på friskvektsbasis beregnet her. Avrundede verdier.

#### Karpe

Krämer et al., 1984. Se gjedde.

#### Laks

Vuorinen et al., 1985. Intervall for middelverdier av bestander fra Bottenviken, Finskebukten og oppdrettsanlegg, 1982. Sum chlordan omfatter  $\alpha$ - +  $\gamma$ -chlordan, oxychlordan og trans-nonaklor. Omregning til fettbasis her. Avrundede verdier.

#### Mort

Pyysalo et al., 1981. Se abbor (ovenfor) og note til tabell A7 (usikre verdier?)

#### Regnbueørret

Pyysalo et al., 1981. Se abbor og note til tabell A7. Fettprosent ikke angitt. Usikre verdier?



Tabell A28. Heptaklor og heptaklorepoksid (\*) i diverse arter av fisk (alfabetisk),  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, eventuelt kfr. følgende tabeller for generelle opplysninger: A1 (torsk), A3 (sild), A4 (rødspette), A6 (div. saltvannsarter), A7 (ferskvannsfisk). Avvikende høye konsentrasjoner markert med ?

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Bekkerøye ( <u>Salvelinus fontinalis</u> )	<2-3*				Haines 1983
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossoides platessoides</u> )		3.8/6.4*			Carlberg og Bøler 1985
Gjedde ( <u>Esox lucius</u> )				<0.1	Krämer et al. 1984
Karpe ( <u>Cyprinus carpio</u> )				<0.1	Krämer et al. 1984
Polartorsk ( <u>Boreogadus saida</u> )		1.6/7.9*			Carlberg og Bøler 1985
Sild ( <u>Clupea harengus</u> )	<1-55* <3-3*	<10-600* <30-30*	<1-6* <3*	$\leq$ 50-250* <25*	Hansen et al. 1985 Kruse og Krüger 1984
Torsk ( <u>Gadus morhua</u> )			380*? <1/1-180* ~10-15	~1000*? ~<2.5/2.5-280* 20-30	Abdullah et al. 1986 Huschenbeth 1977 Kerkhoff et al. 1984
Tunge ( <u>Solea solea</u> )	<0.3	<~10			Goerke et al. 1979

Noter til tabell A28.

#### Sild

Hansen et al., 1985. Materiale fra Travemünde (Østersjøen), 1979.  
Variasjonsintervall for ca. 70 fisk. Vel 80% av observasjonene lå under 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt i filet.

Kruse og Krüger, 1984. Kommersiell fangst fra Færøyene, 1984.  
Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

Torsk

Abdullah et al., 1986. Middell av 24 eks. fra indre Oslofjord 1985-86.  
Omregning til fettbasis foretatt her. Bemerkelsesverdig høyt ?

Huschenbeth, 1977. Hhv. heptaklor og variasjon i innholdet av  
heptakloreposid i 4 prøver av torskelever fra Østersjøen 1975.  
Omregning til fettbasis foretatt her.

Kerkhoff et al., 1982. Variasjon for 4 prøver fra nordlige til  
sydlige Nordsjøen 1980-81. Omregning til friskvektsbasis her.

Tabell A29. HCB i torsk (Gadus morhua) fra områder med ulik grad av diffus belastning  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, evt. kfr. tabell A1 for generelle opplysninger. Avvikende høye verdier markert med ?

REFERANSER	FILET		LEVER	
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett
Abdullah et al. 1986			90±7	~260
Allchin og Portmann 1981	<1	≤100	30-60	~80-250
van den Berge og Hillebrand 1974	1.0±0.7	570?		
Falandysz 1983			30-270	~56-460
-"- 1984a			19-130(250)	58-280(370)
-"- 1985b	0.47-1.3	79-140		
-"- 1986b	0.41-0.79	140-290		
-"- 1986c			28-170	43-240
Franklin 1987			52	~130
Freeman et al. 1984			20±10	
Huschenbeth 1977			110-235	~250-380
-"- 1985	1-2	~170-400		
ICES 1980b	<1	≤190	9-89	~70-180
-"- 1984	I <1	43-66	46-52	~86-97
	II 0.17	30	III 41±31	~80
			40-110	
Knutzen 1982			I 20-30(50)	
-"- 1984			II 210(540)	
Knutzen 1986	<0.3	<75		
Knutzen og Kvalvågnes 1982	0.3(0.5)	~40(75)		
Knutzen et al. 1986a			100	
Kruse og Krüger 1984	<1	≤170		
Sims et al. 1977	<1-1			
Skåre et al. 1985			18(26)	~60
Vandamme og Mærtens 1983	~0.5	69		

Noter til tabell A29. (Hvis vedkommende referanser er utelatt, kfr. tabell A1 for generelle opplysninger.)

Allchin og Portmann, 1981. Blandprøve av filet og variasjonsområde for flere blandprøver av lever av fisk fra Merseyestuaret (Liverpool). 1980. Området ble på forhånd antatt å være blant de i Storbritannia som mest sannsynlig kunne være påvirket fra industri som produserte klorholdige organiske løsningsmidler. Analyse av heksaklorbutadin viste <1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt i alle undersøkte fiskeprøver (inkludert lever av flere arter), men ble derimot observert i lave konsentrasjoner (~5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt) i blåskjell. Omregning til fettbasis foretatt her.

- van den Berge og Hillebrand, 1974. Torsk fra kysten av Nederland (utenfor Waddensjøen, markert diffust påvirket?). Fettprosent i filett  $<0.2$  (lavt?).
- Huschenbeth, 1977. Variasjon for fire leverprøver fra Østersjøen 1975. Omregning til fettbasis foretatt her.
- ICES, 1980b. Verdier fra østkysten av Canada 1977 (flere årsklasser).
- ICES, 1984. Sitert verdier fra Canada, sept. 1978 (I), Sverige (Skagerrak/Kattegat 1979, II) og Canada/St. Lawrencebukten 1979 (III). I nederlandske prøver fra henholdsvis sentrale Nordsjøen og sydlige Nordsjøen (Waddensjøen?) 1979 var HCB-innholdet i lever 90/190  $\mu\text{g}/\text{kg}$  friskvekt, 160/330  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett, mao. betydelig høyere enn de canadiske verdiene.
- Knutzen, 1982. Variasjonsområde for 13 fisk fra indre Oslofjord nov. 1981 - januar 1982.
- Knutzen, 1984. Variasjon i middelveier samt individuell maksimumsverdi (parentes) for 11-12 eks. fra Asmaløy og Kirkøy, sept.-okt. 1980 (I), og middelveier + individuell maksimumsverdi i 10 eks. fra Øra-området (påvirket av søppeldeponi ?) sept./okt. 1980 (II).
- Knutzen og Kvalvågnes, 1982. Gjennomsnitt og maksimum for 11 eks. fra Stavfjorden (lite påvirket), okt. 1981.

Tabell A30. HCB i rødspette (Pleuronectes platessa), sild (Clupea harengus), skrubbe (Platichthys flesus) og ål (Anguilla anguilla) fra områder med ulik grad av diffus belastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, evt. kfr. tabellene A2 (skrubbe), A3 (sild), A4 (rødspette) og A5 (ål) for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Rødspette ( <u>Pleuronectes platessa</u> )	2.2/3.3 0.51-1.1 1-2 I <1-1 II 4 <1-2 ~0.5	140/160 62-120 ~120-130 <400 ~400? <100-200 59	8-80      12	~30-340      ~40	Allchin og Portmann 1981 Berge og Hillebrand 1974 Falandysz 1985a Huschenbeth 1985 ICES 1984  Kruse og Krüger 1984 Vandamme og Maertens 1983
Sild ( <u>Clupea harengus</u> )	I 16(30) II 31(50) III 9(15) 9.5/8.3  7.8-20 0.4-39 3-6 I 10 II <1-9 1-2 I 5(7) II 19(28) ~3	~260 ~240 ~75 330/130  140-220 ~4-500 ~150-600 350 5-80 10-20  102	      ~40  <1-5  2-5  <1	      70  ≤50-200  40-80  <8	Andersson et al. 1984  Berge og Hillebrand 1974 Brevik 1978 Falandysz 1986a Hansen et al. 1985 Huschenbeth 1985 ICES 1984  Kruse og Krüger 1984 Luckas og Lorenzen 1981  Vandamme og Maertens 1983
Skrubbe ( <u>Platichthys flesus</u> )	0.7-1.8  1-6  <0.3 I 3(8) II 5(12)  ~0.5	79-120  ~130-1100  <40  60	6  I <10(10) II 180(320)  <10  1(3)	~40      ~30	Falandysz 1985a Franklin 1987 Huschenbeth 1985 Knutzen 1984  "- 1986 Knutzen et al. 1986a Luckas og Lorenzen 1981  Skåre et al. 1985 Vandamme og Maertens 1983
Ål ( <u>Anguilla anguilla</u> )	3-37 50-190 I 11(14) II 21(44) 23	~50-1200 390-1200  250			Huschenbeth 1985 ICES 1984 Luckas og Lorenzen 1981  Knutzen et al. 1986b

Noter til tabell A30. (Hvis vedkommende referanse er utelatt kfr. tabellene A2 (skrubbe), A3 (sild), A4 (rødspette) og A5 (ål) for generelle opplysninger.)

#### Rødspette

Allchin og Portmann, 1981. Variasjon for 3 blandprøver fra Merseyestuaret (Liverpool), 1980. Mistenkt noe påvirket fra løse-middelindustri. Omregning til fettbasis foretatt her.

Berge og Hillebrand, 1974. Blandprøver av hhv. <1 år og <4 år gamle sild fra den formodentlig markert belastede Waddensjøen og mer åpent farvann utenfor Nederland 1972-1973.

#### Sild

Berge og Hillebrand, 1974. Se under rødspette.

Brevik, 1978. Middelerverdi av 3 eks. fra Kristiansandsfjorden 1975. OBS. Punktkilde for HCB. Vesentlig lavere HCB-konsentrasjon i sild jevnført med skrubbe og torsk.

Hansen et al., 1985. Variasjon for ca. 60 fisk fra Travemünde (Østersjøen), 1979. I filet lå ca. 80% av verdiene under 10 µg/kg friskvekt og ca. 90% under 100 µg/kg fett.

#### Skrubbe

Knutzen, 1984. Henholdsvis middelerverdi og individuelt maksimum (parentes) i 11-12 fisk fra Asmaløy og Kirkøy, Hvalerområdet 1980 (I) og tilsvarende for 13 eks. fra Øra ved Fredrikstad (II, påvirket fra søppeldeponi?).

Tabell A31. HCB i diverse arter av saltvannsfisk (alfabetisk) fra områder med ulik grad av diffus belastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, evt. kfr. tabell A6 for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Berggyllt ( <u>Labrus berggylta</u> )			1(5)	~40	Skåre et al. 1985
Brisling ( <u>Sprattus sprattus</u> )	12-21 3-10	95-140 ~50-750?			Falandysz 1985c Huschenbeth 1985
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossoides platessoides</u> )		56			Carlberg og Bøler 1985
Gråsteinbit ( <u>Anarhicas lupus</u> )			2(3)	~40	Skåre et al. 1985
Hvitting ( <u>Merlangus merlangus</u> )	1	~110-220	17	~40	Franklin 1987 Huschenbeth 1985
Kolje ( <u>Melanogrammus aeglefinus</u> )	<1	40	27 8(13)	~55 ~25	ICES 1980a ICES 1984 Skåre et al. 1985
Lomre ( <u>Microstomus kitt</u> )			1	~50	Skåre et al. 1985
Makrell ( <u>Scombrus scombrus</u> )	2-10 4	~40-110 30	9 ~10 5	~100 120 30	Allchin og Portmann 1981 Brevik 1978 ICES 1984
Piggvar ( <u>Rhombus maximus</u> )	0.7-1.2	140-380			Falandysz 1985a
Polartorsk ( <u>Boreogadus saida</u> )		32			Carlberg og Bøler 1985
Sandflyndre ( <u>Limanda limanda</u> )	1-8	~90-800	8-16(30)	37-150	Büther 1987 Huschenbeth 1985
Sei ( <u>Pollachius virens</u> )			~1000	1770	Brevik 1978
Tunge ( <u>Solea solea</u> )	1-13	~60-1200	<1	<10	Franklin 1987 Huschenbeth 1985

Noter til tabell A31. (Hvis vedkommende referanse er utelatt kfr. tabell A6 for generelle opplysninger).

#### Gråsteinbit

Skåre et al., 1985. Middel og maksimum for to små eksemplarer fra Sogndalsfjorden 1982.

#### Makrell

Allchin og Portmann, 1981. Variasjon for 7 individuelle og 2 blandprøver av filet, samt 1 blandprøve av lever, fra Mersey-estuaret (Liverpool), 1980. Mistenkt påvirket fra produksjon av klorholdige løsningsmidler, kfr. torsk tabell 29 og rødspette tabell 30).

Brevik, 1978. Middel av 8 (små) makrell fra Kristiansandsfjorden, 1975. OBS: Punktkilde med HCB.

#### Sandflyndre

Büther, 1987. Se note til tabell A6 for generelle opplysninger. Mest HCB ble funnet i fisk fra ett av de to delområdene utenfor Storbritannia, minst i fisk fra Tyskebukten

#### Sei

Brevik, 1978. Middel av 5 fisk fra Topdalsfjorden (1975), som munner ut i den punktkildepåvirkede Kristiansandsfjorden.



Tabell A32. HCB i diverse arter av ferskvannsfisk (alfabetisk) fra områder med ulik grad av diffus påvirkning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Se noter til referanser, evt. kfr. tabell A7 for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		LEVER		REFERANSER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Abbor ( <u>Perca fluviatilis</u> )			<10		Knutzen et al. 1986a
Gjedde ( <u>Esox lucius</u> )	0.4(1) I 3.4 II 2.5	~36 ~500(?) ~500(?)		4	Krämer et al. 1984 Paasivirta et al. 1981 Paasivirta et al. 1983
Karpe ( <u>Cyprinus carpio</u> )				13	Krämer et al. 1984
Lagesild ( <u>Coregonus albula</u> )			~3-15	110-290	Brevik 1981
Laks ( <u>Salmo salar</u> )	I 63(110) II 4(6) III 7(16) 2.7-5.5 5.1-19.3	~420 ~100 ~ 50 170-330 ~100-350	2.9-6.7	~120-330	Andersson et al. 1984  Falandysz 1982 Vuorinen et al. 1985
Mort ( <u>Rutilus rutilus</u> )	I 0.4(3.8) II 2.4(4.4)	33 127	<10		Knutzen et al. 1986 Paasivirta et al. 1983
Regnbueørret ( <u>Salmo gairdneri</u> )	<1(3)	~30			Andersson et al. 1984
Røye ( <u>Salvelinus alpinus</u> )	<1(2)	≤60			Andersson et al. 1984
Sik ( <u>Coregonus lavaretus</u> )	0.4-1	~50-70			Martinsen et al. 1982
Ørret ( <u>Salmo trutta</u> )	3/4 3 4.9	~100/120 50 ~70-90 ~160	<10 2		Andersson et al. 1984 Jan og Malnersic 1980 Martinsen et al. 1982 Knutzen et al. 1986a Vuorinen et al. 1985

Noter til tabell A32. (Kfr. tabell A7 for generelle opplysninger.)

Jan og Malnersic, 1980. En enkelt ørret fra elven Kokre i 1978.

Jordbruk og skog i nedbørfeltet. Fettprosent ikke angitt. Også registrert di-, tri-, tetra- og pentaklorbenzen, men alle i lavere konsentrasjoner enn HCB (2-25% av HCB).

Tabell A33. Oktaklorstyren i diverse arter av fisk (alfabetisk) fra områder med ulik grad av diffusbelastning,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Alle data fra Ernst et al. (1984). Delvis avrundede verdier.

ARTER	LEVER		BEMERKNINGER
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Lomre ( <u>Microstomus kitt</u> )	2.4-22.5	20-80	Variasjon for 3 eks. fra S Helgoland (Tyskebukten) 1982-1983.
Rødspette ( <u>Pleuronectes platessa</u> )	8.6-53.5	28-1785(?)	Som for lomre. Sterkt varierende fettprosent.
Skrubbe ( <u>Platichthys flesus</u> )	6.3-89.7	118-3677(?)	4 eks., ellers som ovenfor for rødspette.
Torsk ( <u>Gadus morhua</u> )	I 20.9-66.9 II 2.4-27.2 III <1	51-157 18-147	I 5 eks. fra Tyskebukten 1983. II 6 eks. fra 1972 Nordsjøen (Kvitbanken) 1972. III 7 fisk fra Grønland 1982.

Tabell A34. Eksempler på forekomst av 2,3,7,8-TCDD, 2,3,4,7,8- PeCDD, 2,3,7,8 TCDF og 2,3,4,7,8 PeCDF i diverse arter av fisk (alfabetisk), ng/kg friskvekt. Se noter til rereranser.

ARTER	STOFF	FILET	LEVER	HEL FISK	REFERANSER
"Abbor" ( <u>Perca flavescens</u> )	2,3,7,8 TCDD	3.8			Ryan et al. 1985
Bekkerøye ( <u>Salvelinus fontinalis</u> )	2,3,7,8-TCDD 2,3,7,8-TCDF TCDF/PeCDF			<0.8 <2.2 19/4	O'Keefe et al. 1984 "-" Stalling et al. 1983
Canadarøye ( <u>Salvelinus namaycush</u> )	2,3,7,8-TCDD 2,3,7,8-TCDD  TCDF/PeCDF "-" "-"	<5		(<5?) I 51/107 II 21 I 10/5 II 34/48 III 35/41	Harless et al. 1982 O'Keefe et al. 1983  Stalling et al. 1983 "-" "-"
Karpe ( <u>Cyprinus carpio</u> )	2,3,7,8-TCDD "-" "-"  2,3,7,8-TCDD 2,3,7,8-TCDF TCDF/PeCDF	20-153 23-28 26	93-150	(20-153?) 50-70  <6 5 I 5/5 II 37/73	Harless et al. 1982 Kuehl et al. 1986 O'Keefe et al. 1983 O'Keefe et al. 1984 "-" Stalling et al. 1983 "-"
Krøkle ( <u>Osmerus mordax</u> )	2,3,7,8-TCDD	20(33)			Ryan et al. 1985
Regnbueørret ( <u>Salmo gairdneri</u> )	2,3,7,8-TCDD  2,3,7,8-TCDD	I 17/32 II 1 33			O'Keefe et al. 1983  Ryan et al. 1985
Sild ( <u>Clupea harengus</u> )	2,3,7,8-TCDF 2,3,4,7,8-PeCDF 2,3,7,8-TCDD 2,3,7,8-TCDF 2,3,4,7,8-PeCDF	50 250 <2(?) 3 6		(50?) (250?)	Buser et al. 1985 "-" "-" Rappe et al. 1985
Skrubbe ( <u>Platichthys flesus</u> )	2,3,7,8-TCDD 2,3,7,8-TCDF 2,3,4,7,8-PeCDF	1.3/9 33/220 13/64			Rappe og Bergqvist (upubl., 1986)

Tabell A34, forts.

ARTER	STOFF	FILET	LEVER	HEL FISK	REFERANSER
Torsk ( <u>Gadus morhua</u> )	2,3,7,8-TCDD	0.8	16.5		Rappe og Bergqvist (upubl., 1986)  Oehme og Manø 1986
	2,3,7,8-TCDF	4.2	88		
	2,3,4,7,8-PeCDF	0.7	44		
	2,3,7,8-TCDD	I <1-3.5			
	"-	II <1			
	2,3,7,8-TCDF	I 1.3-4.2			
	"-	II 0.7-3.5			
	2,3,4,7,8-PeCDF	I 1.7-17.0			
	"-	II <0.1- 0.3			
2,3,7,8-TCDDekv	I 1.7-12.6				
"-	II 0.3-1.3				
Ørret ( <u>Salmo trutta</u> )	2,3,7,8-TCDD	8-162			O'Keefe et al. 1983
Ål ( <u>Anguilla anguilla</u> )	2,3,7,8-TCDD			~1	Heida 1983

Noter til tabell A34.Abbor

Ryan et al., 1985. Perca flavescens antas nærstående eller samme art som europeisk abbor. Middell av de to av ti prøver som viste TCDD-innhold. Fisk fra Ontariosjøen 1980 (punktkilde i nedbørfeltet).

Bekkerøye

O'Keefe et al., 1984. Blandprøver av hel fisk fra klekkeri (lite påvirket). Sitert høyest angitte deteksjonsgrenser.

Stalling et al., 1983. Blandprøve av hel fisk fra Ontariosjøen (punktkilder i nedbørfeltet). Angitt konsentrasjon gjelder sum av henholdsvis TCDF og PeCDF (vanligvis dominans av hhv. 2,3,7,8-TCDF og 2,3,4,7,8-PeCDF, men ikke angivelser for enkeltisomere).

Canadarøye

Harless et al., 1982. 2 prøver fra Michigan 1978. (Ikke angitt prøvested spesifikt for de enkelte artene). Uklart om filet eller hel fisk.

O'Keefe et al., 1983. To observasjoner fra Ontariosjøen 1978 og 1980

(I) og en observasjon fra Huronsjøen (ingen dato, II). Begge prøver av hel fisk.

Stalling et al., 1983. Blandprøver av 3-5 hele fisk fra henholdsvis prøvested med bare tilførsel via atmosfæren (I), fra Ontariosjøen (II) og Michigansjøen (III), begge de siste med punktkilder i nedbørfeltet (?) Se ellers under bekkerøye.

#### Karpe

Harless et al., 1982. Variasjonsintervall for 14 prøver fra flere steder i Michigan 1978. Se canadarøye!

Kuehl et al., 1986. 1 kilos fisk fra påvirket reservoar i tilknytning til Wisconsinelven, 1984. Konsentrasjonen på fettbasis i hel fisk var 350-400 ng/kg. Utskillelsesstudier antydte halveringstid i hel fisk på over 300 dager. Opptaksstudier viste tilgjengelighet fra forurenset sediment.

O'Keefe et al., 1983. Huronsjøen (udatert). Filet.

O'Keefe et al., 1984. Prøver fra øvre Hudsonelven, 1981.

#### Krøkle

Ryan et al., 1985. Osmerus mordax kan anses nærstående eller som samme art som europeisk krøkle. Middell og maksimum (parentes) av 6 positive prøver (av i alt 8) fra Ontariosjøen 1980 (punktkilde i nedbørfeltet).

Stalling et al., 1983. Registreringer i prøver hhv. fra Eriesjøen (I) og Titabawasseelven, Michigan (II).

#### Regnbueørret

O'Keefe et al., 1983. 2 prøver fra Ontariosjøen 1979 og 1980 (I), samt en prøve fra innsjø på øy (bare atmosfærisk påvirket, II).

Ryan et al., 1985. Hel fisk fra Ontario 1979-80 (hel fisk analyser antas av forf. å gi 30-50% høyere konsentrasjoner enn i filet).

#### Sild

Buser et al., 1985. Sild fra Østersjøen (Karlskrona). Ikke angitt om

filet eller hel fisk. Innhold av 2,3,7,8-TCDD under deteksjonsgrensen (<2 ng/kg ?).

Rappe et al., 1985. Sild fra Gotland 1979. Antatt angivelse på friskvektsbasis.

#### Skrubbe

Rappe og Bergqvist (upubl., 1986). Rapport 1986-09-11 vedrørende prøver fra indre Kristiansandsfjorden hhv. fra 1984 og 1982. (Statlig program for forurensningsovervåking).

#### Torsk

Rappe og Bergqvist (upubl.). Indre Kristiansandsfjorden 1984. Se skrubbe.

Oehme og Manö, 1986. Variasjon for 5 fileter fra hhv. den punkt-kildebelastede Frierfjorden (I) og antatt lite berørt område ved Nevlunghamn (II). Nest høyeste konsentrasjon av 2,3,4,7,8 PeCDF og 2,3,7,8 TCDD ekvivalenter (etter Eadon et al., 1983) var hhv. 2.9 og 4.9 ng/kg friskvekt. Bemerk vitnesbyrd om et diffust bakgrunnsnivå i materialet fra Nevlunghamn!

#### Ørret

O'Keefe et al., 1983. Variasjonsintervall for 4 prøver fra Ontariosjøen 1978.

#### Ål

Heida, 1983. Observerte i to prøver av hel fisk fra bekk/dam som drenerer dumpeplass (i Nederland) for 2,4,5-T (Triklorfenoksyeddiksyre). <0.5 ng/kg i øvrige prøver (deteksjonsgrense).

Tabell A35. Ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOC1) i fisk (alfabetisk) fra lite belastede områder, mg/kg. Kfr. noter til tabell A1 (torsk), A2 (skrubbe), A6 (div. marine arter) og A7 (div. ferskvannsarter) for generelle opplysninger.

ARTER	FILET		REFERANSER
	mg/kg friskvekt	mg/kg fett	
Gapeflyndre ( <u>Hippoglossoides platessoides</u> )		7.8	Carlberg og Bøler 1985
Harr ( <u>Thymallus thymallus</u> )	~0.04-0.08	2-3	Lunde 1980
Lake ( <u>Lota lota</u> )	0.12	7	Lunde 1980
Polartorsk ( <u>Boreogadus saida</u> )		5.1	Carlberg og Bøler 1985
Røye ( <u>Salvelinus alpinus</u> )	0.08-0.40	3-18	Lunde 1980
Sik ( <u>Coregonus lavaretus</u> )	0.14	9	Lunde 1980
Skrubbe ( <u>Platichthys flesus</u> )	0.05	~6.3	Knutzen 1986
Torsk ( <u>Gadus morhua</u> )	0.04 0.035	~10 ~ 5.3	Knutzen 1986 Knutzen og Kvalvågnæs 1982
Ørret ( <u>Salmo trutta</u> )	~0.08-0.23	2.9-13.7	Lunde 1980