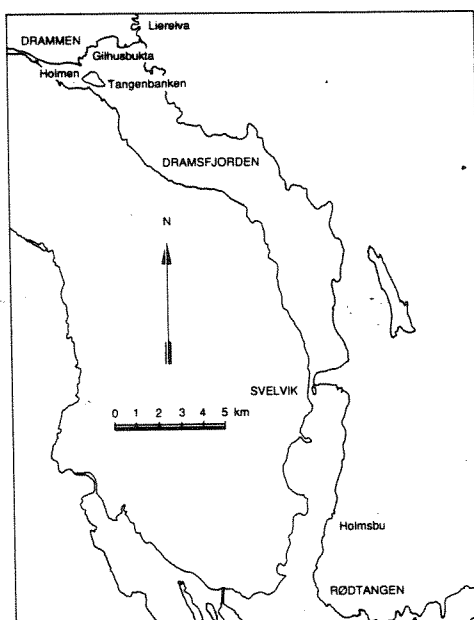


0-90202

Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-90202	Underrn:
Løpenr.: 2838	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Serlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thornøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA AS Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	---

Rapportens tittel: Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991	Dato: 31/1-93.	Trykket: NIVA 1993
	Faggruppe: Marin økologi	
Forfatter(e): Jon Knutzen Ingjerd Kopperud Jan Magnusson Janneche Utne Skåre	Geografisk område: Buskerud	
	Antall sider: 50	Opplag: 9000

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Buskerud/Miljøvern avdelingen.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

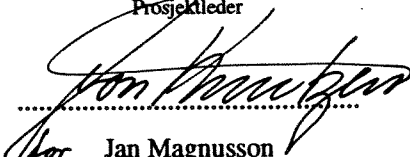
I ål og torsk (lever) fra nederst i elven/innerst i fjorden er det registrert markert forhøyet innhold av PCB og DDT - opp mot 10 ganger "normalnivået" i torsk, noe mindre overkonsentrasjoner i ål. I de samme arter fra Rødtangen var det ingen unormale konsentrasjoner. Resultatet samsvarer med tidligere observasjoner i 1986 - 87. Orienterende analyser av de giftigste stoffene innen gruppen PCB viste også høyere konsentrasjoner i torsk fra indre fjord enn fra Rødtangen. Nivået av "dioksiner" og øvrige undersøkte klororganiske stoffer var lavt/moderat. I abbor og gjedde fra elven ble det registrert moderat/markert forhøyet kvikksølvinnhold, mens derimot kvikksølv i torsk fra indre fjord synes å ha avtatt fra 1986 - 87.

4 emneord, norske

1. PCB
2. DDT (DDE)
3. Kvikksølv
4. Overvåking

4 emneord, engelske

1. PCB
2. DDT (DDE)
3. Mercury
4. Monitoring

Prosjektleder

For Jan Magnusson

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2203-0

Norsk institutt for vannforskning

O-90202
Overvåking av miljøgifter i fisk fra
Drammensfjorden og Drammenselva 1991

Oslo,

31. januar 1993

Prosjektleder:

Jan Magnusson

Medarbeidere:

Jon Knutzen
Ingjerd Kopperud
Janneche Utne Skåre

Forord

Foreliggende undersøkelse er utført på oppdrag fra Fylkesmannen i Burskerud/Miljøvernavdelingen og i samarbeid med Byveterinæren i Drammen v/Ingjerd Kopperud.

Analysene av klororganiske stoffer og kvikksølv i fisk er utført ved Fellesavdelingen for Toksikologi og Farmakologi ved Norges Veterinærhøyskole/Veterinærinstituttet under ledelse av Janneche Utne Skåre; bortsett fra analysene av plane PCB og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner som er analysert ved Norsk institutt for luftforskning (NILU) under ledelse av Michael Oehme.

Innsamlingen av prøver er organisert av Ingjerd Kopperud/Byveterinæren i Drammen og delvis utført av Fylkesmannens Miljøvernavdelinge v/fiskeforvalter Erik Garnås. Ellers takkes Runar Larsen, Holmsbu, Jan Hammer, Lier, Petter Øijord, Drammen og Vidar Nilsen, Drammen, for fangst av fisk. Måling, veiing, aldersbestemmelse og opparbeiding av prøver er foretatt hos Byveterinæren; aldersbestemmelsen etter veiledning fra Zoologisk Museum ved Universitetet i Oslo.

Ved instituttet har Jan Magnusson vært prosjektleder, mens undertegnede er hovedansvarlig for rapporten.

Oslo, 31. januar 1993.

Jon Knutzen,

INNHold

SIDE

FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. MATERIALE OG METODER	7
4. KLORORGANISKE FORBINDELSER	10
4.1 Torsk	10
4.2 Ål	13
4.3 Sjørøret og skrubbe	15
4.4 Sammenheng mellom konsentrasjon og biologiske variable?	16
5. KVIKKSØLV	18
6. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	21
7. LITTERATURHENVISNINGER	22
VEDLEGG	26

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I PCB (polyklorerte bifenyler), DDT (diklordifenyltrikloretan, inklusiv nedbrytningsprodukter), utvalgte andre klororganiske forbindelser og kvikksølv, er analysert i flere arter av fisk fra nederst i Drammenselva, indre Drammensfjorden og Rødtangen 1991 (kfr. tabell 1 og figur 1).
- II I lever av torsk fra innerst i fjorden og i filet av ål og sjøørret fanget hhv. nederst i Drammenselva og indre fjord ble det konstatert markert forhøyet innhold av både PCB og DDT (tabell 2, 5). Jevnført med "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" ("normalnivå"), var det i torsk overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 10 ganger; i ål noe mindre, særlig for PCB. Overkonsentrasjonene var minst i sjøørret (opp mot 5 ganger) og begrenset til blandprøven av de største eksemplarene.

Torsk og ål fra Rødtangen viste ingen unormale verdier av PCB eller DDT.

Bare i sjøørret tydet registreringene på at konsentrasjonene hadde en viss positiv sammenheng med størrelse (og oppholdstid i fjorden?).

- III Konsentrasjonene av PCB og DDT i torsk var omtrent som i 1986 - 87, muligens med en (usikker) tendens til nedgang. For praktiske formål kan tilstanden anses uendret.
- IV Også gruppen av de giftigste PCB viste tydelig høyere konsentrasjoner i torsk fra innerst i fjorden, sammenlignet med Rødtangen-torsk (tabell 4). Den relative forskjellen var imidlertid mindre enn for sum PCB, og nivået ikke vesentlig høyere enn observert i torsk fra steder uten kjente punktkilder (forbehold om få referanseverdier). (Med "giftigste" PCB menes her tre "non-ortho" PCB med dioksinlignende egenskaper).
- V Konsentrasjonene av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD "dioksiner") var ikke høyere enn det som har vært registrert i enkelte andre prøver av torsk fra Oslofjorden og Skagerrakkysten (ufullstendig sammenligningsmateriale).

Også konsentrasjonene av de øvrige klororganiske stoffer kan karakteriseres som lave/moderate.

- VI Bortsett fra at det i et mindre område av Drammenselvas utløp er observert høye PCB-verdier i sediment, kjennes ingen bestemte kilder til forurensningen med PCB og DDT.
- VII Forhøyet innhold av kvikksølv ble bare registrert i abbor og gjedde fanget i nedre Drammenselva, med gjennomsnittskonsentrasjoner hhv. opp mot 5 og 2 - 3 ganger "normalnivået" (tabell 6). Abbor fra fjorden hadde bemerkelsesverdig lavere konsentrasjon enn artsfrender fra elven.

Både for abbor (fra elven) og gjedde syntes kvikksølvinnholdet å øke med alder/størrelse, slik det finnes solid dokumentasjon av fra mange tidligere studier.

Torsk, skrubbe og sjøørret inneholdt ingen unormale konsentrasjoner av kvikksølv. Torsk fra indre fjord hadde i gjennomsnitt klart lavere kvikksølvinnhold enn i 1987. Konsentrasjonen synes også å ha avtatt i abbor, mens tilstanden for gjedde var som før. (Forbehold mht. utviklingstendens må tas for ikke fullt sammenlignbare undersøkelsesopplegg og til dels sparsomt materiale (gjedde).

VIII Spiseligheten av fisk med forhøyet innhold av klororganiske stoffer eller kvikksølv må bedømmes av næringsmiddelmyndighetene.

IX På bakgrunn av resultatene, observasjonene av forhøyet PCB-innhold i sedimentene, samt tidligere registreringer (på begynnelsen av 80-tallet) av høyt innhold av PCB og DDT i Tyrifjord-fisk, tilrås en oppfølging ved:

- oppsporing av kildene for PCB og DDT.
- Utvidet kartlegging av klororganiske stoffer i munningen av Drammenselva, Lierelva (DDT) og indre fjord.
- orienterende analyser av klororganiske stoffer i fisk med fast tilhold i Drammenselva og Lierelva.

I tillegg synes det generelt å være behov for å få gjennomført en ny undersøkelse av klororganiske stoffer i et representativt materiale av fisk fra Tyrifjorden.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Det er tidligere (1984 og 1986 - 87) konstatert markert forhøyet innhold av kvikksølv, PCB (polyklorete bifenyler) og insektmiddelet DDT (diklordifenyltrikloretan med nedbrytningsprodukter) i fisk fra indre del av Drammensfjorden (Knutzen et al., 1986; Hetland, 1988). På bakgrunn av resultatene har Byveterinæren i Drammen bl.a. advart mot konsum av torskelerver fra indre fjord (Hetland, 1988). Fisk fra ytre fjord (Rødtangen/Holmsbu) hadde ved de nevnte undersøkelser "normalt" innhold av miljøgifter.

Hovedformålene med den foreliggende undersøkelse har vært å:

- ajourføre opplysningene om tilstanden i indre fjord og Drammenselvas utløpsområde ved forbedret analyseteknikk mht. klororganiske stoffer.
- bedømme utviklingen etter 1987.

I tillegg omfatter undersøkelsene flere klororganiske stoffer enn tidligere analysert.

Variasjon i miljøgiftinnhold med alder/størrelse er søkt belyst ved å analysere på ulike størrelseskategorier.

3. MATERIALE OG METODER

Prøver av torsk, ål, skrubbe, sjøørret, abbor og gjedde er samlet inn fra Drammensfjorden og Drammenselva (figur 1) i perioden juni - oktober 1991. Det er samlet inn 25 eksemplarer av hver art (unntatt gjedde), i alt 208 fisk. Disse er fordelt etter størrelse (vekt) på 5 blandprøver til analyse. En oversikt over prøvemateriale er gitt i tabell 1.

Foruten vekt (hel) er prøvene karakterisert ved de enkelte fiskenes lengde (spissen av underkjeven til spissen av halen), levervekt, alder og kjønn. (Ikke alle variable har vært mulig å bestemme for alle artene). En oversikt over disse grunnlagsdata er gitt i vedlegg 4.

I indre Drammensfjorden ble abboren fisket med stang. Fangststedet var dels i Bragernesløpet (1 - 2 meters dyp), dels ved Tømmerterminalen (2 m) eller i Svarthølen (2 m). Øvrige fisk - sjøørret, torsk og flyndre - er fisket med garn.

Fisken fra Rødtangen er fanget i ruse; ål på 2.5 m og torsk på 5 meters dyp.

Fisken fra elva, - ål, abbor og gjedde - er fisket med stang, delvis av en hobbyfisker og delvis av deltakerne på to fiskekonkurranser, arrangert 31. august og 7. september 1991.

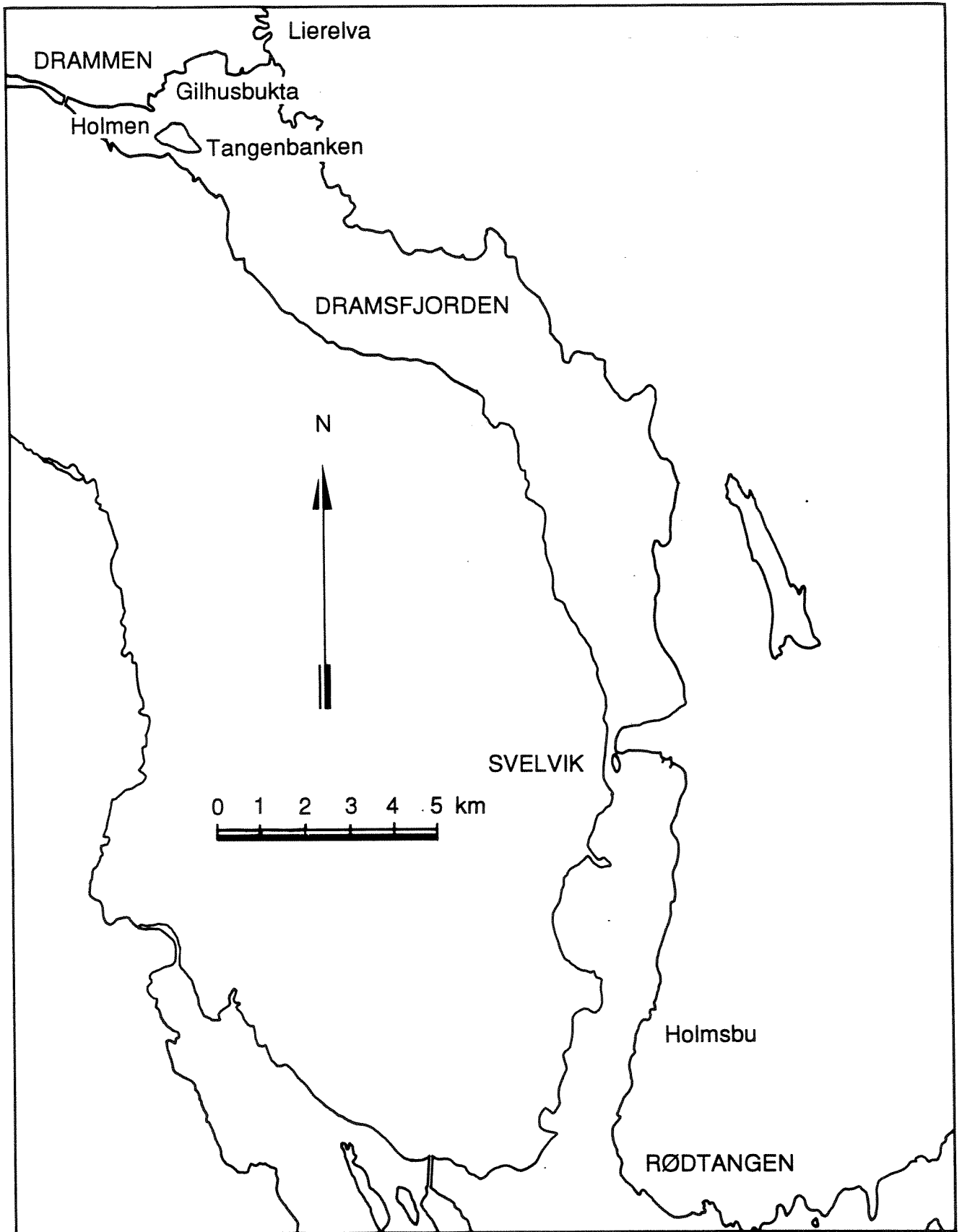
Aldersbestemmelsen av torsk er foretatt ved avlesning av vekstsoner på otolithene (ørestein), mens alderen på abbor er bestemt ved avlesning av årringer på gjellelokkene og gjeddenes alder anslått ved forholdet mellom lengde og vekt.

Tabell 1. Fiskeprøver fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991 (kfr. figur 1 og tekst).

Prøvesteder	Arter/tid
Indre Drammensfjord: Området mellom Tangenbanken, Gilhusbukta og Lierelvas munning.	Torsk (<i>Gadus morhua</i>), oktober Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>), oktober Sjøørret (<i>Salmo trutta</i>), oktober Abbor (<i>Perca fluviatilis</i>), oktober
Rødtangen	Torsk, oktober Ål (<i>Anguilla anguilla</i>), 21/8.
Drammenselva: Oppstrøms Drammen sentrum	Ål, juni - oktober Abbor, juli - oktober Gjedde (<i>Esox lucius</i>), august - september

Torskelever og filet av ål, sjøørret og skrubbe er analysert på utvalgte enkeltforbindelser av PCB (polyklorerte bifenyl), dessuten på HCB (heksaklorbenzen, industriavfallsprodukt) og biocidene DDT (med det bestandige nedbrytningsproduktet DDE), endrin og klordan (utvalgte forbindelser). Kvikksølv er analysert i filet av samtlige arter.

Analysene er foretatt ved Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi ved Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet. Metodikk for de klororganiske forbindelsene er gitt i vedlegg 5. Analysene er utført med glasskapillarkolonne og deteksjonsgrense for enkeltforbindelser på 2 µg/kg våtvekt. (Forsøk med pakket kolonne (deteksjonsgrense 10 µg/kg v.v.) ga i første omgang negativt resultat for prøvene av sjøørret og skrubbe). Kvikksølv er bestemt ved kalddampeteknikk etter oppslutning i blanding av salpetersyre og perklorosyre (Norheim, 1986); deteksjonsgrense 10 µg/kg v.v.



Figur 1. Prøvesteder for fisk fra Drammenselva og Drammensfjorden 1991.

Ved lavere verdier enn deteksjonsgrensen i noen av blandprøvene er det ved utregning av middelvei benyttet halve deteksjonsgrensen. Ved beregning av Σ DDT er konsentrasjonen av DDE multiplisert med 1.11.

I tillegg er det foretatt to orienterende analyser av polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD - "dioksin") og plane (non-ortho) PCB i blandprøver av hhv. 10 og 25 lever av torsk fra indre fjord og fra Rødtangen-torsk. Disse analysene er utført av NILU etter en analysemetodikk beskrevet hos Oehme et al. (1989). ("Plane PCB" er en mindre gruppe med dioksinlignende egenskaper innen det store antallet av PCB-forbindelser. Kfr. ellers Ahlborg et al. (1992) vedrørende en nærmere presisering av uttrykkene "plane" og "non-ortho").

4. KLORORGANISKE FORBINDELSER

Rådata er gjengitt i vedlegg 1 (PCB, DDT, DDE, Chlordan, HCH, HCB) og vedlegg 3 (PCDF/PCDD og non-ortho (plane) PCB, bare torsk). Hovedresultatene fra de ordinære klororganiske analysene er vist i tabellene 2 (torsk), 5 (ål) og 6 (sjøørret og skrubbe).

4.1. Torsk

Lever av torsk fra indre fjord inneholdt i gjennomsnitt omkring 6 ganger så mye PCB og vel 7 ganger så mye DDT som torsk fra Rødtangen (tabell 2); på fettbasis ca. 10/12 ganger. (Filet vil inneholde bare størrelsesorden 1% av leverkonsentrasjonene fordi disse fettløselige stoffene primært akkumuleres i fettholdig vev).

Siden man først i de senere år har begynt å analysere på enkeltstoffer innen gruppen av PCB, er det begrenset med sammenligningsmateriale fra Norge. Imidlertid var PCB-konsentrasjonen i torsk fra indre fjord omkring 4 ganger høyere enn gjennomsnittet av 111 torsk fra munningsområdet av Glomma (Marthinsen et al., 1991).

Antas et ca. forhold mellom sum av enkeltforbindelser og tidligere bestemmelse av total-PCB på 2 : 3 (Marthinsen et al., 1991), fås at Drammensfjord-torsken inneholdt i overkant av 6 mg PCB/kg våtvekt. Dette er vel 5 ganger et "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå", basert på en rekke utenlandske og innenlandske observasjoner (Knutzen og Skei, 1990, nedjustert fra Knutzen, 1987, pluss senere upubliserte data fra bl.a. den norske del av det felles internasjonale overvåkingsprogram i regi av Oslo- og Pariskommisjonen; se dessuten Berge, 1991; Knutzen og Skei, 1991; Knutzen et al., 1991, 1992).

Tabell 2. Innhold (avrundet) av klororganiske stoffer i lever-blandprøver av torsk (*Gadus morhua*) fra indre Drammensfjorden og Rødtangen, 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Data for enkeltprøver (ordnet etter fiskens gjennomsnittsvekt). i.p.: Ikke påvist.

Blandpr. nr. (gj.sn.vekt i g)	ΣPCB^1	ΣPCB_7 2)	pp- DDE	HCB	Lindan	Oxy- klordan	Trans- nonaklor	% fett
Indre fjord								
1371 (316)	7670	5482	702	9	i.p.	39	35	20.4
1372 (424)	2110	1561	405	9	i.p.	22	15	26.4
1373 (488)	1849	1449	321	5	i.p.	13	15	20.3
1374 (763)	4146	3129	691	11	i.p.	28	32	26.8
1375 (1248)	5096	3721	1119	15	i.p.	40	49	20.5
Middel	4174	3068	647	9.8	-	28.4	29.2	22.9
St.avvik	2133	1670	280	3.3	-	10.3	12.9	3.4
Rødtangen								
1390 (462)	413	219	32	11	i.p.	12	29	40.3
1389 (645)	1087	778	103	13	i.p.	21	37	39.5
1388 (726)	885	565	100	12	i.p.	22	31	39.7
1387 (896)	530	350	66	9	i.p.	15	22	40.1
1386 (1189)	584	328	89	12	i.p.	22	37	48.0
Middel	700	448	78	11.4	-	18.4	31.2	41.5
St.avvik	248	223	26	1.4	-	4.1	5.6	3.6

1) Alle 16 identifiserte enkeltforbindelser.

2) Sum nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

Fordi det var markert lavere fettinnhold i levermaterialet fra indre fjord (tabell 2), blir forskjellen mellom PCB-konsentrasjonen i de to bestandene av torsk enda større på fettbasis. PCB-innholdet på fettbasis i Drammensfjord-torsken lå på omkring det dobbelte av nivået i den forurensede Østersjøen 1981 - 1989 (Kannan et al., 1992).

Regnes med ovennevnte anslag for total-PCB, kan det konkluderes med at lever av torsk fra indre Drammensfjord inneholdt omkring 10 ganger det "diffuse bakgrunnsnivå" (Knutzen og Skei, 1990, tabell 21); eller det man kan betegne som "normalt" i områder utenfor påviselig innflytelse fra punktkilder. (Omregning til fettbasis må anses å gi et bedre sammenligningsgrunnlag fordi PCB og andre lite vannløselige og tungt nedbrytbare klor/bromorganiske forbindelser akkumulerer i fett).

Rødtangen-torsken hadde "normalt" PCB-innhold.

Også DDT-innholdet var unormalt høyt i lever av torsk fanget innerst i fjorden. Omregnet til fettbasis kan det dreie seg om overkonsentrasjoner på i hvert fall en 5 - 6 ganger (Knutzen og Skei, 1990, upubliserte data fra Joint Monitoring Program under Oslo-Paris-kommisjonen). DDT-forurensningen var omtrent av samme grad som i indre Sørfjorden, Hardanger, der det har vært konstatert tydelig påvirkning gjennom de par siste års overvåking (Knutzen og Skei, 1991). Sammenlignet med Østersjøen, var konsentrasjonen omkring det halve (Kannan et al., 1992).

I henhold til et forslag til klassifisering av marin miljøkvalitet, blir både PCB- og DDT-nivået i indre Drammensfjorden å klassifisere som "markert forurensset" (kl. 3 av 4 klasser med stigende forurensningsgrad, kfr. Knutzen og Skei, 1992).

Resultatene bekrefter tidligere observasjoner i 1984 og 1987 av PCB- og DDT-forurensning i indre Drammensfjorden (hhv. Knutzen et al., 1986 og Hetland, 1988). 1984-materialet var rent orienterende, med bare 2 fisk i en blandprøve, mens det i 1987 ble analysert 20 enkeltfisk. En sammenligning må også bli noe mangelfull pga. ulik analysemetodikk (bare total-PCB registrert i 1984 og 1987).

Av tallene i tabell 3 kan det følgelig ikke trekkes noen bestemt konklusjon om utviklingen. Det er en viss tendens til nedgang for både PCB og DDE, men variasjonen i materialet er for stor til å tillegge tendensen noen vekt. For alle praktiske formål må tilstanden anses som uendret siden 1987. De høye verdiene fra 1984 ligger likevel utenfor variasjonsområdet for senere analyser og understøtter muligheten av at det har vært en viss nedgang.

Tabell 3. PCB og DDE i lever av torsk fra indre Drammensfjorden 1984, 1987 og 1992, mg/kg våtvekt og mg/kg fett. Middelverdier/standardavvik.

	1984 ¹⁾	1987 ²⁾	1992 ³⁾
Tot. PCB mg/kg v.v.	38	11.4/4.9	≈ 6.3/3.2 ⁴⁾
" " mg/kg fett		31.5/18.0	≈ 28.5/18.5 ⁴⁾
DDE, mg/kg v.v.	7.1	1.6/0.7	0.65/0.28
" mg/kg fett		4.3/2.3	2.9/1.6

1) Blandprøve av 2 eks., fett % ikke bestemt.

2) Middelverdier av 20 eks.

3) Middelverdier av 5 blandprøver à 5 eks.

4) Multiplisert sum av identifiserte PCB (tabell 2) med 1.5.

De orienterende analysene av PCDF/PCDD (dioksiner) og plane PCB (vedlegg 3, sammendrag i tabell 4) viste også høyest konsentrasjoner innerst i fjorden (µg/kg våtvekt med µg/kg fett i parentes):

	I. Drammensfjorden:	Rødtangen:
PCB 77	4.62 (18.79)	2.07 (4.97)
PCB 126	0.93 (3.78)	0.27 (0.64)
PCB 169	0.31 (1.26)	0.04 (0.09)

Forholdet mellom nivåene innerst og ytterst var markert lavere enn ved de ordinære PCB-analysene, men det synes likevel sannsynlig at plane PCB - og kanskje spesielt nr. 77 - utgjør et visst innslag i den lokale belastningen som indre fjord er utsatt for. Summen av de plane PCB utgjorde 0.14 og 0.34% av sum PCB, henholdsvis i torskene fra indre og ytre stasjon.

Tabell 4. Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og plane (non-ortho) PCB i lever av torsk fra indre Drammensfjorden og Rødtangen 1992. Konsentrasjoner angitt i TCDD-ekvivalenter (ng/kg våtvekt) hhv. etter Safe (1990) og Ahlborg et al. (1992).

Stoffgruppe	Safe (1990)		Ahlborg (1992)	
	I.Drammensfj.	Rødtangen	I. Drammensfj.	Rødtangen
Sum PCDF/PCDD	22.18	36.57	22.18	36.57
Sum PCB 77/126/169	154.78	49.39	98.49	28.13
Totalt	176.96	85.87	120.67	64.70

Tabell 4 viser at plane PCB utgjorde et 5 - 7 ganger så høyt giftighetspotensiale som PCDF/PCDD i torskelever fra indre fjord, mens de to gruppene hadde omtrent samme betydning i Rødtangenlever.

Samlet giftighetspotensiale var omtrent dobbelt så høyt innerst i fjorden som ved Rødtangen (omregnet til fettbasis omkring 4 ganger så høyt). Det ses at giftighetspotensialet avhenger mye av hvilke toksisitetsekvivalentfaktorer (TEF-verdier) som tilordnes de enkelte stoffer. Fastsettelse av TEF-verdier (= TCDD-ekvivalent-faktorer) er komplisert pga. sprikende resultater fra ulike tester. Dette gjelder både PCDF/PCDD og plane PCB, men særlig for sistnevnte gruppe, der resultatene foreløpig er fåtallige. Om disse spørsmål vises til Ahlborg et al. (1988, 1992) og Safe (1990).

Giftighetspotensialet av sum plane PCB i indre Drammensfjord var i samme størrelsesorden som konstatert enkelte andre steder der det ikke er kjent punktkilder; f.eks. i Frierfjorden (Knutzen et al., 1992) og Østersjøen (Paasivirta og Rantio, 1991) eller Finskebukta (Koistinen, 1990). Tana-torsk hadde lavest innhold (Paasivirta og Rantio, 1992) blant det lave antall torskstudier som er gjort - ca. 1/5 av Drammensfjord-nivået. (For utenlandske data om en del andre arter av fisk, se ref. i Knutzen et al., 1992).

Imidlertid varierer det hvilken av forbindelsene som opptrer i høyest konsentrasjon. eksempelvis var det mest av nr. 126 i Frierfjorden, mens nr. 77 var mest fremtredende i Drammensfjorden (NB ikke som toksisitetspotensiale, der nr. 126 var dominerende).

Innholdet av PCDF/PCDD i Drammensfjord-torskene kan anses å være representativt for "høyt diffust bakgrunnsnivå" på Skagerrakkysten. (For nærmere dokumentasjon av dette, vises til litteratur referert i Knutzen og Green, 1991 og i Knutzen et al., 1992). Imidlertid er det ved flere anledninger også registrert mindre enn 20 ng TCDD ekv./kg våtvekt (Berge, 1991).

At høyest konsentrasjon av PCDF/PCDD er funnet i prøven fra Rødtangen, kan muligens ha sammenheng med utslippet fra blekeriprosessen på Tofte Cellulose, men på fettbasis er det minimal forskjell mellom lokalitetene. Bidraget til sum TCDD-ekvivalenter domineres helt både i indre og ytre fjord av 2,3,7,8-TCDF (tetraklordibenzofuran) og særlig av 2,3,7,8-TCDD (tetraklordibenzo-p-dioksin); hhv. med 20/26% og 70/70%. Begge forbindelsene er karakteristiske for avløp fra klorbleking av cellulose (Swanson et al., 1988, Amendola et al., 1989, Kjeller et al., 1990, Macdonald et al., 1992). Den store dominansen av 2,3,7,8-TCDD som er registrert i Drammensfjord-torsk synes uvanlig (Knutzen og Oehme, 1990 (Færdertorsk), Berge, 1991, Knutzen et al., 1991), og kan ha sammenheng med tidligere og nåværende utslipp fra klorblekerier eller papirfabrikker basert på bleket cellulose.

HCB-analysene ga ingen unormale verdier (Knutzen og Skei, 1990). Manglende påvirkning utover vanlig diffus belastning ses også av den ubetydelige forskjell mellom resultatene for indre fjord og Rødtangen (tabell 2).

Av insektmiddelet Lindan og andre HCH (heksaklorsykloheksaner) ble det ikke funnet verdier over deteksjonsgrensen på 2 µg/kg våtvekt. Dette er noe bemerkelsesverdig i relasjon til at det diffuse bakgrunnsnivå som oftest er registrerbart (se f.eks. Kruse og Krüger, 1989 for torsk bl.a. fra Malangen; de Boer, 1989, med Nordsjødata; Knutzen et al., 1992 med materiale fra åpen kyst i Telemark; dessuten upubl. data fra JMG-overvåkingen under Oslo-Paris-kommisjonen. Se også Muir et al., 1990 om lakselever i tilnærmet uberørte ferskvannsføremønstre i Arktis). Dertil kunne man vente en viss påvirkning ved avrenning fra tømmeropplag, som ofte sprøytes med Lindan. Man ser dessuten at HCH er registrert i åle-prøvene (tabell 5). Imidlertid kan det uansett konkluderes med at eventuelt HCH-innhold i Drammensfjord-torsk var så lavt at det er uten praktisk betydning.

Oxychlordan og transnonaklor er begge bestanddeler av den kommersielle blanding av Chlordan, som er et insektbekjempningsmiddel (nå ikke i bruk i Norge). Gruppen er delvis vanskelig å analysere, og det finnes få referansedata. Skåre et al. (1985) fant noe høyere konsentrasjoner i lever av torsk fra Sogndalsfjorden (Sogn) i 1982 enn observert i Drammensfjorden.

Nivået i Østersjøen 1982 - 1989 var omlag som observert i Drammensfjorden (Kannan et al., 1992), mens de Boer fant noe lavere verdier (bare oxychlordan) i torsk fra ulike deler av Nordsjøen. Et naturlig standard referansemateriale av torskelever inneholdt derimot mer enn Drammensfjord-torsken, spesielt av trans-nonaklor (Schantz et al., 1992).

Ovenstående registreringer, samt at det var liten/moderat forskjell mellom de to lokalitetene, tyder på at nivåene av oxychlordan og transnonaklor i Drammensfjord-torsken ikke gjenspeiler noe mer enn den diffuse bakgrunnsbelastningen. (Se også observasjoner av Anderson et al., 1988, Steimle et al., 1990 og overskriften hos Shigenaka, 1989). Det kan tilføyes at Abdullah et al. (1986) fant bemerkelsesverdig høyere konsentrasjoner i torsk fanget i indre Oslofjord 1985 - 1986. Disse resultatene er imidlertid ikke bekreftet ved senere analyser.

HCB-konsentrasjoner var markert lavere enn registrert i 1984 (Knutzen et al., 1986) og svakt (usikkert) lavere enn i 1987-studiene (Hetland, 1988), når regnet på fettbasis. Hverken HCH eller Chlordan-komponentene er tidligere analysert i materiale fra Drammensfjorden.

4.2. Ål

Også ål viste tydelig høyere innhold av PCB og DDT i elveestuet enn ved Rødtangen. Forskjellen var imidlertid forholdsvis mindre enn i torsk; på fettbasis ca. 2 ganger for PCB og ca. 6 ganger for

Σ DDT (mot henholdsvis ca. 10/12 ganger i torsk).

For ål finnes det sparsomt med nyere referansemateriale fra Norge eller andre områder som kan antas tilnærmet uberørte. Av Berge (1991) og Knutzen et al. (1992, med ref.verdier i vedlegg) kan imidlertid høyt bakgrunnsnivå av Σ PCB₇ settes til ca. 50 µg/kg våtvekt og 500 - 1000 µg/kg fett. Dette er omtrent som i Rødtangen-ål eller litt lavere, mens konsentrasjonen i ål fra elven lå ca. 5/2 ganger høyere, hhv. på våtvekts- og fettbasis. Eldre observasjoner av total-PCB fra sydlige Nordsjøen viste en middelvei på 140 µg/kg våtvekt (Luckas og Lorenzen, 1981), dvs. omtrent som ved Rødtangen hvis man som for torsk regner med en omregningsfaktor på ca. 1.5.

Innholdet av Σ DDT i ålen fra Rødtangen var omlag som man kan anslå høyt diffust bakgrunnsnivå (Luckas og Lorenzen, 1981, Knutzen et al., 1992); muligens svakt høyere enn dette regnet på fettbasis, men med ett unntak lavere enn det Berge (1991) observerte på forskjellige lokaliteter i Hvaler-området og på den svenske vestkysten. Derimot inneholdt elve-ålen størrelsesordenen 5 - 10 ganger "normalverdier" i åpne og mer uberørte farvann.

Tabell 5. Innhold av klororganiske forbindelser i filet-blandprøver av ål (*Anguilla anguilla*) fra Drammenselva (ved Drammen) og Rødtangen, µg/kg våtvekt. Data for enkeltprøver (ordnet etter fiskens gjennomsnittsvikt). i.p. : Ikke påvist.

Blandpr. nr. (gj.sn. vekt i g)	ΣPCB ¹⁾	ΣPCB ₇ ²⁾	DDE	ΣDDT ³⁾	HCB	Lindan	Sum Chlordan ⁴⁾	% fett
Drammenselva								
1351 (110)	302	206	53	109	< 2	11	10	14.0
1352 (162)	421	280	60	214	2	18	10	16.3
1353 (210)	333	208	66	140	2	21	13	18.9
1354 (243)	416	289	59	127	< 2	8	7	17.5
1355 (343)	739	461	89	183	2	14	28	22.3
Middel	442	289	65	155	1.6	14.4	14	17.8
St.avvik	174	65	13	38	0.5	4.7	8	3.1
Rødtangen								
1385 (112)	16	7	3	3	< 2	< 2	-	5.2
1384 (177)	100	91	5	6	< 2	2	-	5.8
1383 (237)	108	89	6	7	< 2	3	-	6.7
1382 (291)	138	80	9	17	< 2	< 2	-	9.7
1381 (511)	133	100	10	18	< 2	3	-	11.2
Middel	99	73	7	10	-	=2	-	7.7
St.avvik	49	38	3	6	-	0.9	-	2.6

¹⁾ Sum alle 17 (12) identifiserte .

²⁾ Sum nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

³⁾ Sum p,p-DDE, o,p-DDT og p,p-DDT.

⁴⁾ Heptaklor + heptaklorepoxyd + transnonaklor.

HCB-innholdet ses av tabell 4 å være lavt. Det samme kan antas for sum Chlordan. (Bare heptaklorepoxyd er angitt for Rødtangen-materialet (se vedlegg 1), med verdier omtrent som i ål fanget nederst i Drammenselva).

Derimot kan elveålen innhold av Lindan være noe forhøyet. I henhold til Berge (1991) og Knutzen (1992), bør sum HCH neppe ligge over 10 - 15 µg/kg våtvekt eller 50 - 100 (200) µg/kg fett, mens

det i ål på innerste stasjon ble observert til dels over dette bare av Lindan. Også forskjellen mellom ål fra indre og ytre område underbygger antagelsen om en viss lokal tilførsel. Belastningen på fjordmiljøet er under alle omstendigheter beskjeden og uten praktisk betydning. (Hvis utslaget i ålen fra elvemunningen skyldes en eller flere kilder til Drammenselva, kan forholdene lokalt i omegnen av slike steder, f.eks. tømmeropplag, være mer betenkelig).

Foreløpig kan det ikke gis noen forklaring på det manglende samsvar mellom resultatene for torskelver og ål. Eventuelle senere undersøkelser av klororganiske stoffer i fisk bør også omfatte HCH.

Fisk fra Drammensfjorden er ikke tidligere analysert på Lindan eller andre HCH-isomere, men data for kamskjell fra Lahellsbukta 1983 ga ingen indikasjoner på tilførsler utover diffuse kilder (Knutzen et al., 1986).

4.3. Sjørøret og skrubbe

Sjørøretanalysene viste i likhet med torsk og ål indikasjoner på forhøyet innhold av PCB og DDT, men i mer moderat grad (tabell 6). I gjennomsnitt dreide det seg bare omkring en fordobling av "antatt høyt bakgrunnsnivå" (Knutzen og Skei, 1990, forbehold om få referansedata). Man kan imidlertid merke seg at det forhøyede PCB-innholdet begrenset seg til blandprøven av de største eksemplarer, der overkonsentrasjonene var opp mot 5 ganger (tabell 6).

I motsetning til de øvrige artene viste alle prøvene av skrubbe lavt innhold av både PCB og DDT. Det må også anses som bemerkelsesverdig at bare to av PCB-forbindelsene ble registrert over deteksjonsgrensen.

I 1984 ble det observert forhøyet innhold av såvel PCB som DDE, særlig i skrubbe, men også (bare PCB) i ørret (Knutzen et al., 1986).

Tabell 6. Innhold av klororganiske forbindelser i blandprøver av sjøørret (*Salmo trutta*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre Drammensfjorden, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Data for enkeltprøver (ordnet etter fiskens gjennomsnittsvekt).

Blandpr. nr. (gj.snitt vekt i g).	Σ PCB ¹⁾	Σ PCB ₇ ²⁾	p,p-DDE	Σ DDT ³⁾	% fett
Sjøørret					
1366 (168)	23	16	6	7	0.82
1367 (296)	20	11	4	4	1.24
1368 (437)	18	11	5	6	1.02
1369 (684)	42	27	10	11	1.12
1370 (1166)	99	53	29	32	1.39
Middel	40.4	23.6	10.8	12.0	1.12
St.avvik	34.1	17.7	10.4	11.5	0.21
Skrubbe					
1376 (91)	4	-	< 2	< 2	0.50
1377 (134)	4	-	5	6	0.64
1378 (179)	7	-	5	6	0.65
1379 (238)	2	-	< 2	< 2	0.65
1380 (357)	2	-	< 2	< 2	0.66
Middel	3.8 ⁴⁾	-	2.6	3.0	0.62
St.avvik	2.0	-	-	-	0.07

1) Sum alle 12 identifiserte (evt. benyttet 1/2 deteksjonsgr. ved summering).

2) Sum nr. 101, 118, 138, 153, 180 (ikke angitt nr. 28 og 52).

3) \approx DDE x 1.11.

4) Bare angitt nr. 138 og 153.

4.4. Sammenheng mellom konsentrasjon og biologiske variable?

Som nevnt var det bare i blandprøven av de største sjøørretene at det ble funnet overkonsentrasjoner av betydning, men med nest høyeste konsentrasjoner i den nærmeste vektclassen. I denne forbindelse er det også interessant å merke seg en tilsynelatende positiv sammenheng med den tiden fisken i høyeste vektclassen hadde oppholdt seg i sjøen (vedlegg 4). Derimot var det bare en tvilsom sammenheng med alder og ingen sammenheng med fettinnhold.

I torsk syntes det hverken for PCB eller DDT å være noen sammenheng mellom konsentrasjon og alder/størrelse. Bl.a. sammenfalt de høyeste og nest høyeste verdier av disse variable i indre fjord med blandprøvene bestående av de minste og de største eksemplarene (kfr. karakteristik av prøvene 1371 og 1375 i vedlegg 4).

I gjennomsnitt hadde leverprøvene av torsk fra innerst i fjorden som nevnt bare vel halvparten av fettinnholdet i Rødtangen-torsk. Videre var det et innslag av røde levre i blandprøvene med de høyeste konsentrasjonene, mens torsken fra Rødtangen jevnt over hadde beige leverfarge. Små og misfargede levre kan skyldes både dårlige næringsforhold og andre stressfaktorer, og dermed også ha sammenheng med belastningen med klororganiske stoffer. Materiale fra tilfeller av punktkildebelastning kan i hvert fall tyde på en slik sammenheng (Knutzen et al., 1988, 1991), men det fordres et stort antall individuelle analyser for å kunne konkludere med noen grad av sikkerhet.

Det må også tas hensyn til naturbetingede svingninger i leverens fettinnhold og forholdet mellom levervekt og totalvekt (se f.eks. Freeman et al., 1983).

Heller ikke i ål var det noen systematisk variasjon i innholdet av klororganiske stoffer med størrelsen, spesielt ikke ved omregning til fettbasis.

5. KVIKKSØLV

Hovedresultatene fra kvikksølvanalysene er oppsummert i tabell 7, mens rådata finnes i vedlegg 2.

Torsk fra Rødtangen hadde et kvikksølvinnhold som for alle størrelser/alders-kategorier lå under antatt øvre grense for det "diffuse bakgrunnsnivå" (0.1 mg/kg, kfr. Knutzen, 1987). I indre fjord var det overkonsentrasjoner i de største/eldste fiskene på opp mot 3 ganger.

Julshamn et al. (1982) har påpekt de vanskeligheter som vandring medfører når man skal belyse sammenhengen mellom torsks kvikksølvinnhold og alder/størrelse (se også Gramme et al. (1984), dessuten Jensen (1982) angående samme problem hos skrubbe). Under alle omstendigheter bør studier av slike sammenhenger fortrinnsvis baseres på individuelle analyser. I det foreliggende materialet var det bare i de to øvre størrelseskategorier (fisk over 600 g) at man fant overkonsentrasjoner (vedlegg 2).

Skrubbe og sjørret viste ingen eller bare svak/moderat forhøyelse utover "normalnivået".

I abbor var det en bemerkelsesverdig forskjell mellom fisken fanget henholdsvis i fjorden og i elven.

I fjordfisken lå midlere kvikksølvinnhold innenfor "normalintervallet" (kfr. sammenstilling hos Grande, 1987) og med liten variasjon mellom størrelsesgruppene (vedlegg 2, 4). I abbor fra elva var gjennomsnittskonsentrasjonen nesten 4 ganger høyere, og med en markert grad av økning (8 ganger) fra fisk på omkring 100 g til størrelsesgruppen 400 - 600 g.

Abbor er blant de arter der det er påvist en tydelig positiv relasjon mellom kvikksølvinnhold og størrelse/alders (kfr. referanser i Grande, 1987 og Berg et al., 1989). Manglende utslag av dette i fjordabbor kan i hvert fall delvis skyldes mindre forskjell mellom de minste (50 - 100 g) og største (250 - 300 g) eksemplarene enn tilfellet var i elva. Et annet forhold som spiller inn kan være at kvikksølv som transporteres med humus (Iverfeldt og Johansson, 1988) faller delvis ut i brakkvann (Sholkovitz, 1976; Sholkovitz et al., 1978); dessuten at metylering og dermed mobilisering av kvikksølv fra bunnen muligens går saktere i saltvannssedimenter enn i ferskvannssedimenter pga. hemning ved høyt sulfidinnhold (Gilmore et al., 1992 med ref.).

Gjedde hadde det høyeste midlere kvikksølvinnhold av alle undersøkte arter, - nær det dobbelte av øvre grense for naturlig betingede konsentrasjoner (Grande, 1987 med ref.; Lithner, 1989 (vedlegg)), og med ekstremverdier omkring 4 ganger "bakgrunnsnivået".

Av figur 2 ses at observasjonene i gjedde fra Drammenselva faller sammen med den alminnelige erfaring at kvikksølvinnholdet øker med alder og størrelse (se f.eks. Grande, 1987 og Økland, 1989 med ref.). Korrelasjonen i Drammenselv-materialet er ikke særlig høy, men det kan heller ikke forventes fra et lavt antall fisk. (En rekke fysisk/kjemiske og biologiske faktorer influerer på kvikksølvinnholdet og dermed på sammenhengen med alder/størrelse, kfr. Grande, 1987).

Tabell 7. Kvikksølv i filet av fisk fra Drammenselva, indre Drammensfjorden og Rødtangen 1991, mg/kg våtvekt.

Arter	Middel/St.avvik (var.intervall)
Torsk (<i>Gadus morhua</i>) ¹⁾ Indre Drammensfj. Rødtangen	0.15/0.09 (0.08 - 0.28) 0.05/0.02 (0.02 - 0.06)
Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>) ¹⁾ Indre Drammensfj.	0.08/0.03 (0.05 - 0.13)
Sjørret (<i>Salmo trutta</i>) ¹⁾ Indre Drammensfj.	0.09/0.05 (0.05 - 0.18)
Abbor (<i>Perca fluviatilis</i>) ¹⁾ Indre Drammensfj. Drammenselva (estuar)	0.10/0.03 (0.07 - 0.12) 0.37/0.27 (0.10 - 0.80)
Gjedde (<i>Esox lucius</i>) ²⁾ Drammenselva (estuar)	0.42/0.28 (0.14 - 0.85)

1) Middell av 5 blandprøver à 5 fisk i ulike størrelseskategorier.

2) Middell av 8 enkeltfisk.

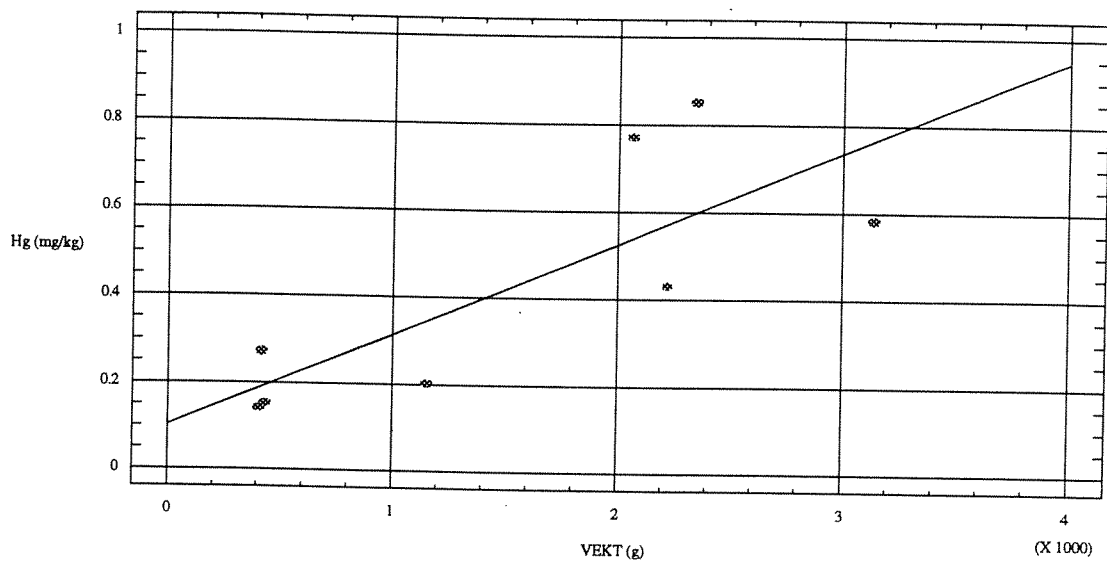
Sammenligning med tidligere observasjoner vanskeligjøres dels av få data (1984-undersøkelsen, delvis også 1986) og noe forskjellig opplegg (individuelle analyser i 1986). Med disse forbehold kan mulige tendenser trekkes ut somfølger:

For torsk synes det å ha vært en klar nedgang. Med omlag samme antall fisk (27/25) og gjennomsnittsvekt (ca. 0.7 kg) både i 1986 og 1992 sank midlere kvikksølvinnhold fra 0.45 mg/kg våtvekt (med maksimum på 1.8 mg/kg, Hetland, 1988) til 0.15 mg/kg.

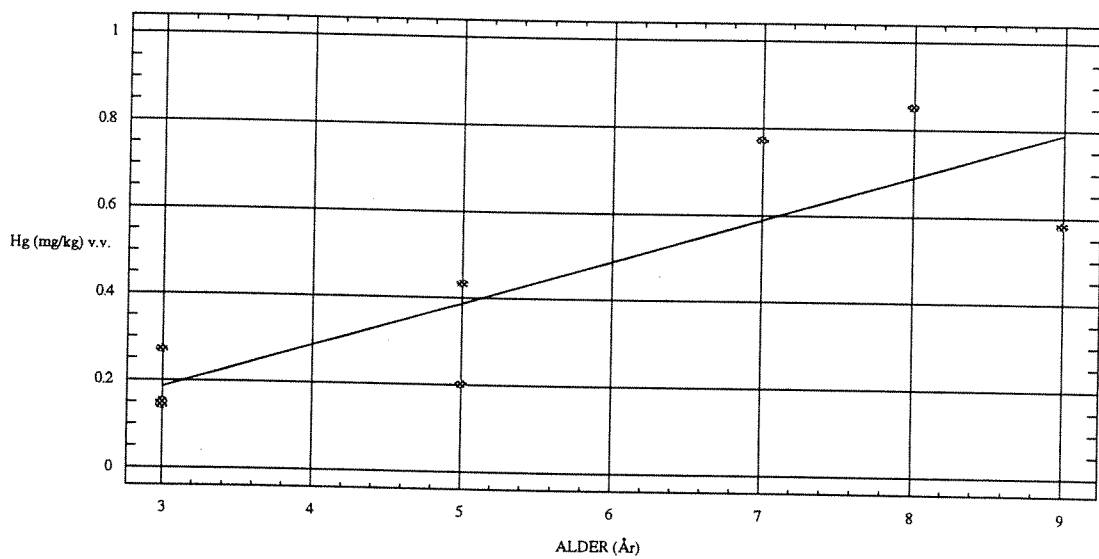
Kvikksølvinnholdet har trolig også avtatt i abbor, i hvert fall i fjorddelen av bestanden: Middellkonsentrasjon på 1.3 mg/kg i 1984 (n = 4), 1.15 mg/kg i 1986 (n = 6, blanding av fisk fra elv og fjord) og 0.1 mg/kg i 1992 (n = 25 fordelt på 5 blandprøver). Også elvebestandens midlere innhold på under 0.4 mg/kg ligger lavt jevnført med målingene på 80-tallet. Store abbor (over 300 g, bare fra elven) hadde imidlertid fremdeles høyt kvikksølvinnhold.

I gjedde var midlere kvikksølvinnhold bare ubetydelig lavere enn i 1986 (0.45 mot 0.53 mg/kg våtvekt). En egentlig sammenligning krever imidlertid et høyere antall individuelle analyser og gjerne standardisering av konsentrasjonen til 1 kilos fisk (Ohlin, 1984, Håkansson et al., 1988).

Virkningene av tidligere kvikksølvforurensning ses på innholdet i fisk lang tid etter at direkte utslipp er opphørt eller sterkt redusert (se f.eks. Norheim et al., 1986). Under visse omstendigheter (forutgående lang periode med forurensning av jordsmonn og eventuelt kombinert med vedvarende forsurening) kan fiskens kvikksølvinnhold til og med øke etter at belastningen fra punktkilder og atmosfærisk nedfall har avtatt (Håkansson et al., 1988 og Økland, 1989 med ref.). I Drammenselva og særlig i Drammensfjorden synes imidlertid tendensen å være positiv, selv om forholdene i elven fortsatt bør vies oppmerksomhet (se kap. 6).



B0: 0.10079 SE: 0.11984 T: 0.84097
 B1: 0.00021143 SE: 0.000065824 T: 3.2121
 CORR: 0.79517 MSE: 0.034024 DF: 6



B0: -0.11796 SE: 0.14581 T: -0.809
 B1: 0.10078 SE: 0.025053 T: 4.0229
 CORR: 0.85412 MSE: 0.025027 DF: 6

Figur 2. Sammenheng mellom kvikksølvinnhold i gjedde fra Drammenselva 1991 og vekt (øverst) og alder. Konsentrasjon i mg/kg våtvekt.

6. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

De forhøyede nivåene av PCB og DDT i fisk fra elven og indre fjord må bedømmes av næringsmiddelmyndighetene mht. fiskens spiselighet.

Høye PCB-konsentrasjoner er konstatert i sedimenter fra et mindre område i estuaret (rapport (oppdragsnr. 43266) fra Noteby, Norsk Teknisk Byggekontroll A/S av 4. juni 1992). Forurensningen i sedimentene fra indre fjord (estuaret - Gilhusbukta) bør kartlegges nøyere, samtidig som mulige primærkilder (deponier?) søkes avklart.

Sedimentundersøkelsene bør i tillegg omfatte analyser av DDT/DDE. Spesielt aktuelt synes å få foretatt noen orienterende analyser utenfor munningen av Lierelva.

Forekomsten av klororganiske miljøgifter i norsk ferskvannsfisk er generelt dårlig kjent. Når det i munningen av vassdragene er konstatert overkonsentrasjoner av både PCB og DDT, aktualiserer dette ytterligere at det foretas noen orienterende observasjoner av innholdet i fisk med fast tilhold i elvene (f.eks. gjedde eller innlandsørret). Det kan i tillegg påpekes at det fra før av er indikasjoner på meget høye konsentrasjoner av PCB og DDT (med nedbrytningsprodukter i Tyrifjord-ørret). (Sammenlign angivelser for ørret i Marthinsen et al. (1982) med "antatt høye bakgrunnsnivåer" i Knutzen og Skei (1990)). Registreringene til Marthinsen et al. bør søkes bekreftet/avkreftet ved nåtidig analyseteknikk.

Næringsmiddelmyndighetene må også vurdere kvikksølvinnholdet i abbor og gjedde fra nedre Drammenselva. Sammen med at det på nytt er bekreftet forhøyet kvikksølvinnhold i ørret og gjedde fra Tyrifjorden (Skurdal et al., 1992), aktualiserer resultatene fra estuarområdet at man ser nærmere på kvikksølvforekomsten i fisk med fast tilhold i elven.

7. LITTERATURHENVISNINGER

- 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.
- Ahlborg, U.G., A. Hanberg og K. Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). Nordisk Ministerråd, NORD 1992: 26. København. ISBN 92 9120 075 1, ISSN 0903-7004.
- Ahlborg, U.G., H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg, 1988. Nordisk dioxinriskbedømmning. Miljørapport 1988 : 7 (NORD 1988 : 49) fra Nordisk Ministerråd, København. 129 s. + bilag. ISBN (DK) 87-7303-100-2, ISBN (S) 91-7996-054-5.
- Amendola, G., D. Barna, R. Blosser, L. LaFleur, A. McBride, F. Thomas, T. Tiernan og R. Whittemore, 1989. The occurrence and fate of PCDDs and PCDFs in five bleached kraft pulp and paper mills. Chemosphere 18: 1181-1188.
- Andersson, O., C.-E. Lindner, M. Olsson, L. Reutergårdh, U.-B. Uvemo og U. Wideqvist, 1988. Spatial differences and temporal trends of organochlorine compounds in biota from the northwestern hemisphere. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 755-765.
- Berg, T., E. Steinnes og E. Kleiven, 1989. Mercury and cadmium in perch (*Perca fluviatilis*) in lakes of Southern Norway. S. 562-565 i J.-P. Vernet (red.): Heavy Metals in the Environment Vol. 1, CEP-Consultants Ltd., Edinburgh.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Rapport 446/91 (TA-744/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-895501/O-900346 (l.nr. 2669), 192 s. ISBN 82-577-2011-9.
- Boer, J. de, 1989. Organochlorine compounds and bromodiphenylethers in livers of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the North Sea, 1977 - 1987. Chemosphere 18: 2131-2140.
- Freeman, H.C., G.B. Sangalang, J.F. Uthe, E.T. Garside og P.G. Daye, 1983. A histopathological examination of, and analysis for polychlorinated hydrocarbons in, inshore Atlantic cod (*Gadus morhua*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 627-632.
- Gilmore, C.T., E.A. Henry og R. Mitchell, 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. Environ. Sci. Technol. 26: 2281-2287.
- Gramme, P.E., G. Norheim, B. Bøe, B. Underdal og O.C. Bøckman, 1984. Detection of cod (*Gadus morhua*) subpopulations by chemical and statistical analysis of pollutants. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 433-440.
- Grande, M., 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 1979), 34 s. ISBN 82-577-1218-3.
- Hetland, A., 1988. Undersøkelse av kvikksølv og enkelte klorerte hydrokarboner i fisk fra Drammensfjorden. Rapport fra Byveterinæren i Drammen, 1/1 1988, 22 s.

- Iverfeldt, Å. og K. Johansson, 1988. Mercury in run-off from small watersheds. Verh.Int.Verein. Limnol. 23: 1626-1632.
- Jensen, A., 1982. Trend monitoring IV, statistical analysis of factors affecting the concentrations of mercury in flounder. ICES, C.M. 1982/E:28, 12 s.
- Julshamn, K., O. Ringdal og O.R. Brækkan, 1982. Mercury concentration in liver and muscle of cod (*Gadus morhua*) as an evidence of migration between waters with different levels of mercury. Bull.Environ.Contam.Toxicol. 29: 544-549.
- Kannan, N., S. Tanabe, M. Ono og R. Tatasukawa, 1989. Critical evaluation of polychlorinated biphenyl toxicity in terrestrial and marine mammals: Increasing impact of non-ortho and mono-ortho coplanar polychlorinated biphenyls from land to ocean. Environ. Contam. Toxicol. 18: 850-857.
- Kjeller, L.-O., S.E. Kulp, S. Bergek, M. Boström, P.-A. Bergqvist m.fl., 1990. Levels and possible sources of PCDD/PCDF in sediment and pike samples from Swedish lakes and rivers (Part one). Chemosphere 20: 1489-1496.
- Knutzen, J., 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 2051), 66 s. ISBN 82-577-1308-2.
- Knutzen, J., 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr.- 2002), 173 s. ISBN 82-577-1251-5.
- Knutzen, J. og N. Green, 1991. Overvåking av miljøgifter i fisk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Rapport 468/91 (TA-786/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2636), 62 s. ISBN 82-577-1963-3.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1991. Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i krabber fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten høsten 1990. NIVA-rapport O-90194 (l.nr. 2583), 30 s. ISBN 82-577-1921-8.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1991. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1990. Rapport 467/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800309 (l.nr. 2634), 63 s. ISBN 82-577-1985-4.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1992. Preliminary proposals for classification of marine environmental quality respecting micropollutants in water, sediments and selected organisms. NIVA-rapport O-862602/O-89266 (l.nr. 2738), 22 s. ISBN 82-577-2108-5.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, A. Kringstad, M. Oehme og J.U. Skåre, 1992. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport under trykking.
- Knutzen, J., S. Hvoslef og L. Kirkerud, 1986. Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982 - 1984. Delrapport 5: Miljøgifter i organismer. Rapport 219/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport O-8000315 (l.nr. 1836), 23 s. ISBN 82-577-1042-3.

- Knutzen, J., K. Martinsen og M. Oehme, 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1986 - 1987. Rapport 312/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000358 (l.nr. 2114), 110 s. ISBN 82-577-1392-9.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 (TA-732/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Koistinen, J., 1990. Residues of planar polyaromatic compounds in Baltic fish and seal. *Chemosphere* 20: 1043-1048.
- Kruse, R. og K.-E. Krüger, 1989. Kongenere polychlorierte Biphenyle (PCBs) und chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKWs) in Fischen, Krusten-, Schalen- und Weichtieren und daraus hergestellten Erzeugnissen aus Nord-Atlantik, Nordsee, Ostsee und deutschen Binnengewässer. *Arch.Lebensmittelkunde* 40: 99-104.
- Lithner, G., 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Naturvårdsverket Rapport 3628, 80 s. ISBN 91-620-3628-9.
- Luckas, B. og W. Lornzen, 1981. Zum Vorkommen von chlororganischen Pestiziden und polychlorierten Biphenylen in Meerestieren der Küsten Schleswig-Holsteins. *Dtsch. Lebensm.-Rundschau* 77: 437-441.
- Macdonald, R.W., W.J. Cretney, N. Crewe og D. Paton, 1992. A history of octachlorodibenzo-p-dioxin, 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran and 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl contamination in Howe Sound, British Columbia. *Environ.Sci.Technol.* 26: 1544-1550.
- Martinsen, K., A. Kringstad, H. Drangsholt, G. Tveten, N. Berg, T. Øfsti, T. Ramdahl, N. Gjøs, G.E. Carlberg og J. Riise, 1982. Organiske mikroforurensninger i Tyrifjorden. Tyrifjordundersøkelsen - Fagrapport nr. 18. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. 44 s. ISBN 82-90356-22-6.
- Muir, D.C.G., C.A. Ford, N.P. Griff, D.A. Metner og W.L. Lockhart, 1990. Geographic variation of chlorinated hydrocarbons in burbot (*Lota lota*) from remote lakes and rivers in Canada. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 19: 530-542.
- Norheim, G., 1986. High productivity analysis of elements in foods using atomic automatic digestion and atomic absorption technique in agriculture, foods and consuma. *Proc. 5th European Conf. on Food Chemistry*, Vol. 2, s. 730-734, Versaille, France, 27 - 29 Sept. 1989. INRAD, Paris.
- Norheim, G. T. Håstein og E. Waasjø, 1986. Mercury levels in fish in a river habitat after cessation of mercury contamination. *Nord.Vet.-Med.* 38: 298-302.
- Oehme, M., S. Manö, E.M. Brevik og J. Knutzen, 1989. Determination of polychlorinated dibenzofuran (PCDF) and dibenzo-p-dioxin (PCDD) levels and isomer patterns in fish, crustacea, mussel and sediment samples from a fjord region polluted by Mg-production. *Frezenius Z.Anal.Chem.* 335: 987-997.
- Paasivirta, J. og T. Rantio, 1991. Chloroterpenes and other organochlorines in Baltic, Finnish and Arctic wildlife. *Chemosphere* 22: 47-55.

- Safe, S., 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs) and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors. *CRC Crit. Rev. Toxicol.* 21: 51-88.
- Schantz, M.M., R.M. Parris, S. Wise, H.T. Won og R. Turle, 1992. Polychlorinated biphenyl (PCB) congeners and chlorinated pesticides in a cod liver reference material. *Chemosphere* 24: 1687-1698.
- Shigenaka, G., 1989. Chlordane in the coastal and estuarine environment of the U.S.: Review and perspective. S. 597-602 i *OCEANS '89 Vol. 2. Ocean Pollution. Proc. int. conf. Seattle* Sept. 18 - 21, 1989. Publ. 89Ch2780-5 fra Inst. of Electrical and Electronics Engineers.
- Sholkovitz, E.R., 1976. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. *Geochim. Cosmochim. Acta* 40: 831-845.
- Sholkovitz, E.R., E.A. Boyle, N.B. Price, 1978. The removal of dissolved humic acids and iron during estuarine mixing. *Earth Planet. Sci. Lett.* 40: 130-136.
- Skurdal, J., O. Skogheim, T. Qvenild og E. Garnås, 1992. Undersøkelser av kvikksølv i fisk i Tyrifjorden, Buskerud 1977 - 1991. Rapport nr. 21 - 1992 fra Fylkesmannen i Buskerud/Miljøvern avdelingen, 50 s. ISBN 82-7426-120-8.
- Skåre, J.U., 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.
- Steimle, F.W., V. Zdanowicz og D.F. Gadbois, 1990. Metals and organic contaminants in North-West Atlantid deep-sea tilefish tissue. *Mar. Pollut. Bull.* 21: 530-535.
- Swanson, S.E., C. Rappe, J. Malmström og K.P. Kringstad, 1988. Emissions of PCDDs and PCDFs from the pulp industry. *Chemosphere* 17: 681-691.
- Økland, J., 1989. Kvikksølv i ferskvannsfisk; synkende mengde i gjedde og noen abborverdier for 1988 fra Vestfold. *Fauna* 42: 64-77.

VEDLEGG 1

Rådata for analyser av PCB, DDT og andre klororganiske
analyser i torsk, ål, sjøørret og skrubbe fra indre/ytre Drammensfjorden og Drammenselva 1991.
(Analysert ved Fellesavd. for farmakologi og toksikologi ved
Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet).

Sample name	Torsk (lever) Indre Dr. fjord 9203.1371 20.36	Torsk (lever) Indre Dr. fjord 9203.1372 26.4	Torsk (lever) Indre Dr. fjord 9203.1373 20.31	Torsk (lever) Indre Dr. fjord 9203.1374 26.76	Torsk (lever) Indre Dr. fjord 9203.1375 20.52	SNITT	STD AVVIK
VI-nr							
Fett%							
HCb	ppb(vátvekt) 9	ppb(vátvekt) 9	ppb(vátvekt) 5	ppb(vátvekt) 11	ppb(vátvekt) 15	9.8	3.25
pp-DDE	702	405	321	691	1119	647.6	280.21
Oxyklordan	39	22	13	28	40	28.4	10.25
Transnonaklor	35	15	15	32	49	29.2	12.94
PCB-28	< 2	58	27	47	< 2	26.8	23.29
PCB-52	193	70	27	81	134	101	57.25
PCB-101	829	179	94	299	430	366.2	257.65
PCB-99	366	124	97	198	251	207.2	96.22
PCB-110	853	155	60	260	441	353.8	279.80
PCB-118	866	252	214	435	564	466.2	236.59
PCB-153	1555	466	515	1042	1181	951.8	412.63
PCB-105	196	71	57	110	153	117.4	51.58
PCB-141	109	23	17	54	63	53.2	32.96
PCB-138	1084	303	309	672	809	635.4	299.92
PCB-187	206	32	19	68	91	83.2	66.51
PCB-128	199	36	35	71	87	85.6	60.16
PCB-156	7	23	23	47	62	32.4	19.55
PCB-180	875	232	263	554	603	505.4	237.49
PCB-170	231	65	69	161	175	140.2	64.21
PCB-194	100	21	23	47	51	48.4	28.52
Sum PCB	7670	2110	1849	4146	5096	4174.2	2132.5386

alle HCH - isomere var under det. grense (2 ppb.)

Sample name	Torsk (lever) Rødtangen 9203.1386 48.01	Torsk (lever) Rødtangen 9203.1387 40.06	Torsk (lever) rødtangen 9203.1388 39.67	Torsk (lever) Rødtangen 9203.1389 39.5	Torsk (lever) Rødtangen 9203.139 40.31	SNITT	STD AVVIK
VI-nr							
Fett%							
HCB	ppb(våttvekt)	ppb(våttvekt)	ppb(våttvekt)	ppb(våttvekt)	ppb(våttvekt)		
pp-DDE	12	9	12	13	11	11.4	1.36
Oxyklordan	89	66	100	103	32	78	26.42
Transnonaklor	22	15	22	21	12	18.4	4.13
PCB-28	37	22	31	37	29	31.2	5.60
PCB-52	<1	<1	27	26	<1	11.2	12.50
PCB-101	39	27	43	35	<1	29	14.97
PCB-99	<1	58	101	76	<1	47.4	40.27
PCB-110	125	77	116	117	<1	104.8	18.47
PCB-118	39	32	91	33	89	45.4	22.95
PCB-153	80	66	112	153	32	94.4	34.27
PCB-105	120	110	154	298	61	157.6	72.20
PCB-141	43	34	55	68	106	46.6	13.31
PCB-138	9	4	8	10	33	7.4	2.15
PCB-187	54	53	81	103	6	62.4	27.81
PCB-128	9	8	13	7	21	8.2	2.93
PCB-156	10	8	12	18	4	11.2	3.71
PCB-180	<1	<1	7	13	8	4.6	4.80
PCB-170	35	34	46	86	<1	46.4	20.44
PCB-194	17	16	18	36	17	20.8	7.63
	<1	<1	<1	8	<1	2.4	2.80
Sum PCB	584	530	885	1087	413	699.8	248.4829

alle HCH-isomeren var under det. grense (2 ppm.)

Sample name	Ål (muskel) Drammenselva 9203.1351 ppb(våttvekt)	Ål (muskel) Drammenselva 9203.1352 ppb(våttvekt)	Ål (muskel) Drammenselva 9203.1353 ppb(våttvekt)	Ål (muskel) Drammenselva 9203.1354 ppb(våttvekt)	Ål (muskel) Drammenselva 9203.1355 ppb(våttvekt)	SNITT	STD AVVIK
VI-nr	13.95	16.34	18.92	17.53	22.31		
Fett%							
HCB	<2	2	2	<2	2	2	1.6
* Lindan	11	18	21	8	14	14	14.4
Endrin	4	5	5	7	15	15	7.2
Heptaklor	2	<2	4	7	18	18	6.4
Heptepox	5	6	5	<2	6	6	4.6
Transnonaklor	3	4	4	<2	4	4	3.2
Sum klordan	10	10	13	7	28	28	13.6
pp-DDE	53	60	66	59	89	89	65.4
op-DDT	1	80	1	1	1	1	16.8
pp-DDT	50	67	67	62	84	84	66
Sum DDT	109	214	140	127	183	183	154.6
PCB-28	<2	<2	<2	<2	13	13	3.4
PCB-52	58	73	69	102	52	52	70.8
PCB-110	42	61	54	62	151	151	74
PCB-101	26	46	39	34	94	94	47.8
PCB-99	13	22	19	17	34	34	21
PCB-118	26	34	26	35	76	76	39.4
PCB-114	<2	<2	<2	<2	4	4	1.6
PCB-153	41	54	38	55	103	103	58.2
PCB-105	9	13	10	12	23	23	13.4
PCB-141	4	5	4	5	10	10	5.6
PCB-138	38	55	36	45	92	92	53.2
PCB-187	11	13	7	11	23	23	13
PCB-128	5	8	6	7	11	11	7.4
PCB-156	3	4	3	4	6	6	4
PCB-180	17	18	<2	18	31	31	17
PCB-170	7	13	12	9	13	13	10.8
PCB-194	2	2	10	<2	3	3	3.6
Sum PCB	302	421	333	416	739	739	442.2
							155.44

* p-HCH er ikke detektert (< 2 ppb)

Sample name	Ål (muskel Rødtangen 9203.1381 11.16 ppb(våtvækt)	Ål (muskel Rødtangen 9203.1382 9.74 ppb(våtvækt)	Ål (muskel Rødtangen 9203.1383 6.68 ppb(våtvækt)	Ål (muskel Rødtangen 9203.1384 5.76 ppb(våtvækt)	SNITT	STD AVVIK
HCB	<2	<2	<2	<2	<2	0
* Lindan	3	<2	3	2	<2	0.89
Hept.epox	<2	<2	3	4	5	1.60
pp-DDE	10	9	6	5	3	2.58
op-DDT	7	7	1	<2	<2	2.94
Sum DDT	18	17	7	6	3	6.11
PCB-52	51	<2	58	68	<2	28.92
PCB-110	12	25	8	<2	<2	8.87
PCB-101	10	19	5	4	<2	6.31
PCB-99	8	15	5	3	<2	4.88
PCB-118	13	22	8	5	3	6.79
PCB-153	13	17	9	8	6	3.93
PCB-105	7	11	4	3	<2	3.49
PCB-138	11	18	7	6	5	4.76
PCB-187	2	2	<2	<2	<2	0.49
PCB-128	2	2	<2	<2	<2	0.49
PCB-180	2	4	2	<2	2	0.98
PCB-170	2	3	2	3	<2	0.75
Sum PCB	133	138	108	100	16	43.93

* β HCH er ikke detektert (< 2 ppb.)

Dyreart vevstype Viltavd.ref:	Sjæerret muskel					
	ng/g (ppb)	9203.1366	9203.1367	9203.1368	9203.1369	9203.1370
Fett %		0.82	1.24	1.02	1.12	1.39
pp-DDE		6	4	5	10	29
Sum DDT		7	4	6	11	32
PCB 66		<2	<2	<2	<2	4
PCB 99		<2	<2	<2	2	9
PCB 101		<2	<2	<2	5	4
PCB 110		<2	3	<2	8	17
PCC 149		<2	<2	<2	<2	8
PCB 118		<2	<2	<2	<2	9
PCB 153		6	4	4	10	19
PCB 141		<2	<2	<2	<2	3
PCB 138		5	4	4	8	16
PCB 187		<2	<2	<2	<2	3
PCB 128		<2	<2	<2	<2	2
PCB 180		3	<2	<2	3	5
Sum PCB		14	11	8	36	99

Dyreart vevstype Viltavd.ref:	Skrubbe muskel					
	ng/g (ppb)	9203.1376	9203.1377	9203.1378	9203.1379	9203.138
Fett %		0.5	0.64	0.65	0.65	0.66
ppDDE		<2	5	5	<2	<2
Sum DDT		2	6	6	<2	<2
PCB 153		2	2	4	<2	<2
PCB 138		2	2	3	<2	<2
Sum PCB		4	4	7	2	2

VEDLEGG 2

Rådata for kvikksølvanalyser
(Analysert ved Fellesavd. for farmakologi og toksikologi ved
Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet).

Kvikksølv i blandprøver av fisk (n = 5) fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991, mg/kg våtvekt,

Arter	Prøvenr.	Konsentrasjon
Torsk, Indre Drammensfj.	1371	0.08
	1372	0.10
	1373	0.10
	1374	0.21
	1375	0.28
Torsk, Rødtangen	1386	0.06
	1387	0.06
	1388	0.06
	1389	0.04
	1390	0.02
Skrubbe, Indre Drammensfj.	1376	0.13
	1377	0.07
	1378	0.05
	1379	0.06
	1380	0.07
Sjørørret, Indre Drammensfj.	1366	0.05
	1367	0.06
	1368	0.06
	1369	0.09
	1370	0.18
Abbor, Indre Drammensfj.	1361	0.07
	1362	0.07
	1363	0.13
	1364	0.12
	1365	0.11
Abbor, Drammenselva	1356	0.10
	1357	0.18
	1358	0.35
	1359	0.40
	1360	0.80
Gjedde, Drammenselva	1	0.15
	2	0.27
	3	0.14
	4	0.20
	5	0.43
	6	0.85
	7	0.77
	8	0.58

VEDLEGG 3

Rådata for analyser av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og plane PCB i torsk fra indre Drammensfjorden og Rødtangen 1991.
(Analysert ved NILU).

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	<u>92/146</u>	
PRØVEART	<u>Torskelever</u>	
OPPDRAGSGIVER	<u>Næringsmiddeltilsynet/Drammen</u>	
PRØVEBETEGNELSE	<u>Torskel. fra Drammensfjord</u>	
PRØVEMENGDE	<u>5,0 g</u>	
MÅLEENHET	<u>pg/g</u>	
DATAFILES	<u>AD0601</u>	<i>% Fett: 24.6</i>

<: PÅVISNINGSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL
 PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	44,29	102	4,43
SUM Tetra-CDF	<u>44,38</u>		
12378/12348-penta-CDF	4,69		0,05
23478-penta-CDF	1,51	96	0,76
SUM Penta-CDF	<u>6,52</u>		
123478/123479-heksa-CDF	2,88	106	0,29
123678-heksa-CDF	2,57		0,26
123789-heksa-CDF	< 0,10		0,01
234678-heksa-CDF	2,10		0,21
SUM Hexa-CDF	<u>8,31</u>		
1234678-hepta-CDF	0,90	105	0,01
1234789-hepta-CDF	0,16		0,00
SUM Hepta-CDF	<u>1,41</u>		
Octa-CDF	0,36		0,00
SUM DIBENZOFURANER	<u>60,98</u>		
2378-tetra-CDD	15,45	95	15,45
SUM Tetra-CDD	<u>15,94</u>		
12378-penta-CDD	0,16	98	0,08
SUM Penta-CDD	<u>0,41</u>		
123478-heksa-CDD	< 0,06		0,01
123678-heksa-CDD	4,96	109	0,50
123789-heksa-CDD	1,16		0,12
SUM Heksa-CDD	<u>6,23</u>		
1234678-hepta-CDD	2,29	111	0,02
SUM Hepta-CDD	<u>2,36</u>		
Octa-CDD	3,65	116	0,00
SUM DIOXINE	<u>28,59</u>		
SUM 2378-TCDD-EKV.			22,18
33'44'-tetra-CB	4621,95	47	46,22
33'44'5-penta-CB	930,82	109	93,08
33'44'55'-hexa-CB	309,64	107	15,48
SUM 2378-TCDD-EKV (PCB)			154,78

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	92/754	
PRØVEART	Torskelever	
OPPDRAGSGIVER	SNT-Drammen	
PRØVEBETEGNELSE	Lever Ytre-Dr.fj.	
PRØVEMENGDE	5g	
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0781.AD0782	% Fett : 41.6

<: PÅVISNINGSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL
 PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	94,73	58	9,47
SUM Tetra-CDF	94,82		
12378/12348-penta-CDF	4,46		0,04
23478-penta-CDF	1,42	76	0,71
SUM Penta-CDF	6,90		
123478/123479-heksa-CDF	1,29	87	0,13
123678-heksa-CDF	1,38		0,14
123789-heksa-CDF	0,18		0,02
234678-heksa-CDF	1,14		0,11
SUM Heksa-CDF	5,21		
1234678-hepta-CDF	0,44	93	0,00
1234789-hepta-CDF	0,28		0,00
SUM Hepta-CDF	0,78		
Okta-CDF	0,53	81	0,00
SUM DIBENSOFURANER	108,24		
2378-tetra-CDD	25,63	74	25,63
SUM Tetra-CDD	26,15		
12378-penta-CDD	0,21	88	0,11
SUM Penta-CDD	0,72		
123478-heksa-CDD	0,08		0,01
123678-heksa-CDD	1,34	87	0,13
123789-heksa-CDD	0,47		0,05
SUM Heksa-CDD	2,01		
1234678-hepta-CDD	1,00	94	0,01
SUM Hepta-CDD	1,00		
Okta-CDD	1,61	84	0,00
SUM DIBENSODIOKSINER	31,49		
SUM 2378-TCDD-EKV.			36,57
33'44'-tetra-CB	2066,59	59	20,67
33'44'5-penta-CB	267,22	93	26,72
33'44'55'-hexa-CB	38,19	90	1,91
SUM 2378-TCDD-EKV (PCB)			49,30

VEDLEGG 4

Karakteristikk av fiskeprøver fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991
(blandprøvers sammensetning; lengde, vekt, levervekt, alder og kjønn av individer).

I rekkefølge:

- Torsk, Indre Drammensfj., okt. 1991. (Prøvenr. 1371 - 1375)
 - Torsk, Rødtanken, okt. 1991. (Prøvenr. 1386 - 1390)
- Ål, Drammenselva, juni - okt. 1991. (Prøvenr. 1351 - 1355)
 - Ål, Rødtangen, 21/8-1991. (Prøvenr. 1385 - 1384)
- Skrubbe, Indre Drammensfj., okt. 1991. (Prøvenr. 1376 - 1380)
- Sjørret, Indre Drammensfj., okt. 1991. (Prøvenr. 1366 - 1370)
- Abbor, Indre Drammensfj., okt. 1991. (Prøvenr. 1361 - 1365)
- Abbor, Drammenselva, juli - okt. 1991. (Prøvenr. 1356 - 1360)
 - Gjedde, Drammenselva, aug. - sept. 1991. (Prøvenr. 1 - 8)

*VI-nr.: Veterinærinstituttets prøvenr.

Fiskeart : Torsk
 Innsamlingssted og dato: Indre Drammensfjord, oktober 1991
 Fangstmetode : Garn
 DYP :

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn ♀=1 ♂=2	Alder (år)
92.03.1371	233	316	29	2.3	2	2
	315		33	1.6	2	2
	323		32	4.9	1	2
	341		34	2.7	1	2
	367		33	7.8	2	2
92.03.1372	410	424	35	3.7	1	2
	419		35	4.9	2	2
	424		34	7.5	1	2
	432		36	7.7	2	2
	433		36	5.3	2	2
92.03.1373	443	488	35	8.4	1	2
	447		35	6.0	1	2
	450		37	5.4	2	2
	530		38	22.0	2	2
	568		39	7.1	1	2
92.03.1374	617	763	40	18.0	1	2
	670		40	11.2	1	2
	725		41	16.4	2	2
	902		49	21.0	2	2
	903		46	14.2	1	2
92.03.1375	919	1248	47	20.7	2	3
	1063		50	22.4	1	4
	1254		52	48.0	2	5
	1479		60	25.3	2	6
	1524		56	37.7	1	6

*VI-nr.: Veterinærinstituttets
prøvenr.

Fiskeart : Torsk
Innsamlingssted og dato: Rødtangen, oktober 1991
Fangstmetode : Ruse
Dyp : 5 m.

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn $\varphi=1$ $\sigma=2$	Alder (år)
92.03.1386	1343		50	43.0	1	2
	1252		47	59.0	1	2
	1193	1189	46	66.0	1	2
	1166		46	60.0	2	2
	989		46	60.0	1	2
92.03.1387	964		44	35.0	1	2
	949		44	62.0	2	2
	897	896	46	32.0	1	2
	873		47	25.0	2	2
	797		43	33.0	2	2
92.03.1388	783		42	43.0	2	2
	769		46	16.0	1	2
	706	726	38	42.0	1	1
	688		41	16.0	2	2
	682		41	38.0	2	2
92.03.1389	681		42	22.0	1	2
	679		40	37.0	2	1
	644	645	37	36.0	1	1
	635		39	12.0	2	2
	585		37	33.0	2	1
92.03.1390	579		39	28.0	1	1
	528		37	39.0	1	1
	527	462	36	29.0	2	1
	387		37	20.0	2	1
	291		31	4.0	2	1

*VI-nr.: Veterinærinstituttets
prøvenr.

Fiskeart : Ål
Innsamlingssted og dato: Drammenselva, juni-oktober 1991
Fangstmetode : Stang/teine
Dyp : Variabel

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn ♀=1 ♂=2	Alder (år)
92.03.1351	80		36	1.8	Ikke bestemt	Ikke bestemt
	101	110	40	1.4		
	117		43	1.7		
	122		43	2.0		
	131		43	1.5		
92.03.1352	145		45	2.7		
	147	162	46	2.3		
	150		48	1.6		
	184		46	2.4		
	185		46	3.1		
92.03.1353	190		42	2.1		
	195	210	48	2.4		
	220		49	3.2		
	220		49	3.6		
	223		50	2.1		
92.03.1354	226		48	2.9		
	242	243	49	2.9		
	245		51	2.4		
	250		52	3.7		
	250		52	4.0		
92.03.1355	258		50	2.8		
	258	343	51	3.4		
	367		60	3.2		
	372		56	4.3		
	461		60	4.8		

Fiskeart : Ål
 Innsamlingssted og dato: Rødtangen, Hurum 21.8.91
 Fangstmetode : Ruse
 Dyp : 2.5 m.

*VI-nr.: Veterinærinstituttets
 prøvenr.

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn ♀=1 ♂=2	Alder (år)
92.03.1385	83		39	1.1	Ikke bestemt	Ikke bestemt
	94		40	1.2		
	97	112	45	1.1		
	136		45	2.0		
	150		48	1.9		
92.03.1384	156		46	1.7		
	164		50	2.8		
	167	177	47	1.7		
	193		49	2.5		
	205		53	3.0		
92.03.1383	218		52	2.1		
	220		52	3.0		
	247	237	51	3.5		
	248		58	2.8		
	251		56	2.5		
92.03.1382	253		56	2.8		
	290		60	2.3		
	298	291	58	3.1		
	299		57	4.3		
	313		57	4.1		
92.03.1381	369		59	4.0		
	379		65	4.8		
	579	511	72	5.4		
	588		70	5.7		
	638		70	5.5		

*VI-nr.: Veterinærinstituttet
prøvenr.

Skrubbe
Indre Drammensfjord, oktober 1991
Garn

Fiskeart :
Innsamlingssted og dato: Indre Drammensfjord, oktober 1991
Fangstmetode : Garn
Dyp :

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn ♀=1 ♂=2	Alder (år)
92.03.1376	77		18	Ikke bestemt	Ikke bestemt	Ikke bestemt
	82		20			
	95	91	24			
	97		21			
	106		21			
92.03.1377	114		22			
	132		23			
	134	134	19			
	139		24			
	150		23			
92.03.1378	158		23			
	166		24			
	183	179	23			
	186		23			
	202		26			
92.03.1379	206		25			
	213		26			
	236	238	25			
	256		27			
	280		26			
92.03.1380	303		29			
	309		29			
	315	357	28			
	421		31			
	435		32			

*VI-nr.: Veterinærinstituttets
prøvenr.

Fiskeart : Ørret
Innsamlingssted og dato: Indre Drammensfjord, oktober 1991
Fangstmetode : Garn
DYP :

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn ♀=1 ♂=2	Alder (år)	Alder ved ut- vandring til sjø
92.03.1366	119		23	1.9	1	3+/1	3
	120		22	1.1	2	2+/1	2
	155	168	24	1.3	1	2+/1	2
	211		27	2.2	1	3+/1	3
	235		28	3.0	1	3+/1	3
92.03.1367	245		30	4.5	2	3+/2	2
	270		30	4.6	1	3+/2	2
	271	296	29	4.0	2	3+/1	3
	344		30	5.4	1	3+/1	3
	350		32	6.0	1	4+/1	4
92.03.1368	350		36	5.5	2	4+/2	3
	370		32	5.1	1	4+/1	4
	429	437	33	5.0	1	4+/2	3
	507		37	8.1	2	4+/2	3
	528		38	4.9	1	4+/2	3
92.03.1369	565		35	7.9	1	4+/2	3
	642		38	7.6	1	6+/1	6
	718	684	41	9.0	1	4+/2	3
	747		45	11.8	1	7+/2	6
	750		43	8.7	1	6+/2	5
92.03.1370	910		47	18.0	2	5+/3	3
	1080		49	14.0	2	6+/3	4
	1210	1166	50	16.0	1	5+/3	3
	1260		51	19.2	1	5+/3	3
	1368		55	17.7	2	5+/4	2

Forklaring ang. alder: Eks. 3+/1 : 3+ = 4 somre gammel, ennå ikke 4 år. /1 = 1 år i sjøen.

Fiskeart : Abbor
 Innsamlingssted og dato: Indre Drammensfjord, oktober 1991
 Fangstmetode : Garn
 Dyp :

*VI-nr.: Veterinærinstituttets
 prøvenr.

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn ♀=1 ♂=2	Alder (år)
92.03.1361	41		15	0.3	2	2
	49		15	0.9	1	2
	50	60	16	0.4	2	2
	74		18	0.4	2	4
	88		19	0.7	2	4
92.03.1362	96		20	0.7	2	4
	101		19	1.0	2	4
	104	108	20	0.7	2	5
	109		20	1.5	1	6
	132		22	1.0	2	5
92.03.1363	143		23	1.1	2	6
	152		22	2.1	1	5
	177	172	24	1.4	2	5
	185		25	1.6	2	4
	203		24	3.3	1	5
92.03.1364	210		25	2.3	2	5
	215		25	3.6	1	5
	242	230	26	4.0	1	5
	242		26	2.4	2	6
	243		27	3.1	1	9
92.03.1365	261		27	2.0	2	5
	275		27	5.4	1	6
	279	279	28	4.1	1	6
	284		28	4.9	1	7
	296		27	5.0	1	7

Fiskeart : Abbor
 Innsamlingssted og dato: Drammenselva, juli-oktober 1991
 Fangstmetode : Stang
 Dyp : Variabel

*VI-nr.: Veterinærinstituttets prøvenr.

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn ♀=1 ♂=2	Alder (år)
92.03.1356	83	97	20	0.5	2	Ikke bestemt
	91		20	0.5	2	
	100		21	0.9	2	
	102		20	1.0	2	
	110		22	0.8	2	
92.03.1357	118	135	22	0.8	1	
	120		21	0.5	1	
	134		22	0.9	2	
	140		24	1.0	2	
	162		24	1.1	1	
92.03.1358	211	234	27	2.3	2	
	220		26	2.2	1	
	240		26	2.3	2	
	250		26	2.0	1	
	250		29	2.1	1	
92.03.1359	303	344	29	2.7	1	
	316		29	2.2	1	
	342		27	3.7	1	
	380		30	3.6	1	
	380		30	3.8	1	
92.03.1360	393	477	31	3.8	1	
	440		32	3.6	1	
	470		34	4.1	2	
	490		35	5.4	1	
	590		35	6.5	1	

Fiskeart : Gjedde
 Innsamlingssted og dato: Drammenselva, august-september 1991
 Fangstmetode : Stang
 Dyp :

*VI-nr.: Veterinærinstituttets
 prøvenr.

Prøve nr. *VI-nr.	Vekt (g)	Gj.sn. vekt	Lengde (cm)	Levervekt (g)	Kjønn ♀=1 ♂=2	Alder (år)
1	439		41	5.5	2	3
2	424		40	3.1	2	3
3	412		37	4.9	2	3
4	1160		60	7.7	2	5
5	2226		73	19.3	1	5
6	2348		75	16.6	2	8
7	2067		71	15.9	2	7
8	3145		80	34.5	2	9

VEDLEGG 5

**Beskrivelse av analysemetodikk for klororganiske stoffer.
(Fellesavd. for farmakologi og toksikologi ved
Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet).**

METHOD FOR ANALYSIS OF CHLORINATED HYDROCARBONS IN ANIMAL TISSUES.

Principles:

The sample is extracted with a solvent mixture of cyclohexane and acetone. Extraction is done by treatment with an ultrasonic probe. The sample extract is cleaned up with acid and/or alkaline and final identification and quantification is done by ECD-gas chromatography.

Solvents and reagents:

All solvents are HPLC grade or better, and all chemicals are p.a. grade.

Sample preparation:

The sample is homogenized prior to analysis. Small samples are most conveniently homogenized using a scalpel in a porcelain dish.

Routinely, two recovery samples are included by spiking samples from previously analysed material with an appropriate amount of a stronger mixture of standards, (usually 100 times stronger than GC-strength), and then analysing these samples the usual way. Percentage of recovery is then calculated.

Extraction:

1 g of fat sample or 5-10 g of other tissues is transferred into a 100 ml centrifuge tube. Following addition of 10 ml distilled water and 2 ml 2% NaCl, the sample is extracted twice with a mixture of cyclohexane and acetone. 1st extraction: 20 ml cyclohexane + 15 ml acetone, sonicated for 2 minutes. 2nd extraction: 10 ml cyclohexane + 5 ml acetone, sonicated for 1 min. Centrifugation (3000 rpm for 10 min) after each extraction. The cyclohexane phases are transferred to a weighed flat-bottomed tube. (volume 25 ml). This glass is placed on a sand bath (50°C), and the solvent is evaporated to dryness under a gentle stream of dried air (at ambient temperature). The fat content is determined, and the fat is redissolved in cyclohexane to a concentration of not more than approximately 0.05 g fat per ml cyclohexane.

Clean-up:

1.0 ml subsamples of redissolved extract are cleaned with acid and/or alkaline.

I) Acid clean-up: 1 ml of the extract is transferred to a 10 ml centrifuge tube with a glass stopper, and 2 ml of ultra-clean sulfuric acid is added. Shake gently, leave for at least one hour in a dark place. Centrifuge for 10 min at 3000 rpm, the sample is now ready for injection on GC.

II) Alkaline clean-up: In a reagent tube with a screw-on stopper is added: 2 KOH pellets, 1 ml ethanol 99.5%, and 0.1 ml dist. water. Leave until KOH pellets are dissolved. 1 ml of fat-containing extract is added, and the tube is left 30 min on a water bath at 50°C. The samples are cooled in cold water, and 5 ml of the following reagent is added. (6.83 ml of 85% H₃PO₄ and 11.6 g NaCl diluted to 1000 ml). Shake well on a whirlimixer, centrifuge 10 min at 3000 rpm. The clean extract is pipetted off and may be injected on GC.

Standards and columns:

Commercially available standard mixtures and individual, clean substances are used, such as CPM-mixture, Arochlor 1260, and individual PCBs. (These are supplied by Cambridge Isotope Laboratories, USA, or Promochem GmbH, Germany). The standards are dissolved in isooctane, and the usual GC-concentrations are in the 5-50 ng/ml range.

PCBs are made from individual congeners, and a mixture of eight (nos. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 170 and 180) is used routinely. This also applies to HCB, oxychlordane, methoxychlor, Mirex and transnonachlor and the CPM-mixture. For routine screening, the samples are run on a packed column (packing material 1.5% SP-2250 and 1.0% SP-2401 on 100/120 Supelcoport), with an EC-detector. Special samples are run on one or two capillary columns for confirmation purposes. These columns are CP-Sil 8CB for pesticides (50 m x 0.25 mm, 0.12 µm film), SPB-1701 (60 m x 0.25 mm, 0.25 µm film) and SPB-5 (60 m x 0.25 mm, 0.25 µm film).

The capillary columns are installed in a Carlo Erba Mega 5300 GC, and the data collected are processed on a PC equipped with a Maxima 830 chromatography program.

Carrier gas is Hydrogen, make-up-gas Nitrogen. The different columns have different temperature programs.

A total of 25 individual PCBs are currently analysed, from the individual pure substances is made standard PCB-mixes containing these. The IUPAC numbers are: 28, 52, 74, 101, 99, 110, 118, 114, 153, 105, 141, 138, 183, 128, 187, 156, 157, 180, 170, 194, 206 and 209, and in a separate mixture the coplanar PCBs 77, 126 and 169.

The CPM-mixture mentioned above contains: αHCH, βHCH, Lindane, Heptachlor, Aldrin, Heptachlor epoxide, Dieldrin, p,p'-DDE, o,p'-DDD, Endrin, o,p'-DDT, p,p'-DDD and p,p'-DDT.

These standard mixtures are made by first dissolving mg-µg-amounts /ml, as stock solutions. These are weighed and kept in a freezer. When needed, these solutions are allowed to reach room temperature, weighed, and the previously recorded weight is reached by adding solvent to make up for the loss due to evaporation. After removal of the required amount, the bottle is weighed again. It is impractical to freeze the GC-strength mixtures, but a quality check is made the following way: When preparing a new mixture, a small amount is put in a separate bottle labeled TWIN, and this is weighed and kept frozen. Periodically these "twins" are run on the GC together with the solutions that are in day-to-day use, and the results are compared. If the difference is more than 10 %, a new standard must be prepared.

Problems that may arise and their solutions:

Some matrixes are complex. When analysing eggs, the ultrasonic probe often makes a thick emulsion, and it is very difficult to remove the cyclohexane phase. One solution is to add an extra 2 ml of NaCl-solution, but if this does not help, one must repeat the last extraction several times till the foam collapses. This may delay the analysis somewhat, but does not affect the results.

When mixing acid or alkaline-reagent, do not mix very long. One good whirl on a whirlimixer, or you may get gel formation, and the separation will be difficult. Alkaline clean-up may pose some problems. Sometimes a thick gel is formed after addition of the phosphorous-reagent, and the supernatant cannot be separated after the centrifugation. A couple of hours in the freezer, and a repetition of the centrifugation, may make the gel collapse.

When the fat content of the sample is very low, it is not practical to add the exact amount of cyclohexane to make 0.05 g fat per ml. 2 ml is the smallest practical amount needed for clean-up. If such is the case, it is easier to make a larger amount, acid-clean all of it, and after combining the cleaned extracts, reduce the volume as much as desired.