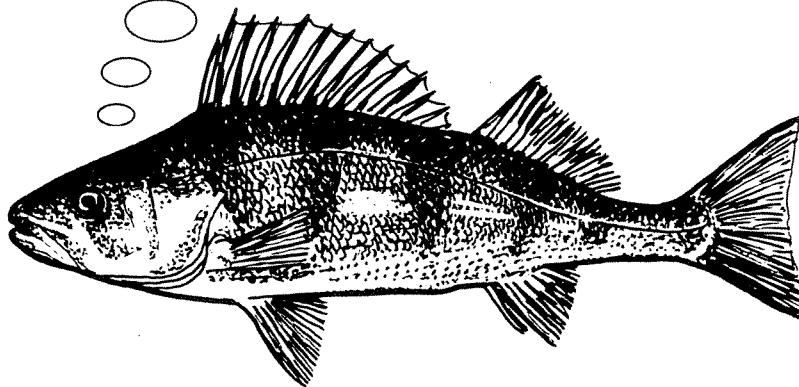


RAPPORT LNR 3377-95

**DDT**-forurensning i fisk  
og sedimenter fra Ørsjøen  
(Østfold) i 1994 jevnført  
med observasjoner fra  
1975

**DDT**



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-94038	Undernr.:
Løpenr.: 3377-95	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: DDT-forurensning i fisk og sedimenter fra Ørsjøen (Østfold) i 1994 jevnført med observasjoner fra 1975	Dato: 15/12-95	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Miljøgifter	
Forfatter(e): Einar M. Brevik Magne Grande Jon Knutzen Anuschka Polder, NVH	Geografisk område: Østfold	
	Antall sider: 62	Opplag:

Oppdragsgiver: Norges forskningsråd	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

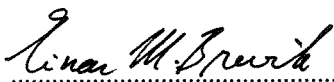
## Ekstrakt:

Som følge av lokalt utslipp av plantevernmiddelet DDT fra en planteskole ble til dels høye nivåer av sum-DDT (summen av pp-DDT, pp-DDD og pp-DDE) påvist i sedimenter og fisk fra Ørsjøen i 1975/76. Kloakkutslippet ble permanent stengt i 1975. I denne undersøkelsen har en studert nivåforandringer, nedbrytningsmønstre og transport av pp-DDT, pp-DDE og pp-DDD ved analyse av sedimenter og fiskeprøver fra samme lokaliteter som for tyve år siden. I løpet av dette tidsrommet er nivået av sum-DDT i sedimenter og fisk blitt mer jevnt fordelt over større deler av Ørsjøen enn i 1975. Selv om konsentrasjonsgradienten i 1975 var betydelig mer markert enn i 1994, ser en fortsatt at området rundt det gamle utslippet representerer en punktkilde for DDT-kontaminering av innsjøen. Jevnført med et antatt "diffust bakgrunnsnivå" var nå overkonsentrasjonen av sum-DDT ca. 100 ganger i overflate-sedimenter (0 - 2 cm) fra innsjøens sydlige, dypeste del og av størrelsesorden 10 ganger i gjedde og noe mindre i abbor. Små overkonsentrasjoner ble også funnet for PCB og Lindan i overflatesediment.

- 4 emneord, norske
1. pp-DDT
  2. Ferskvann
  3. Fisk
  4. Sedimenter

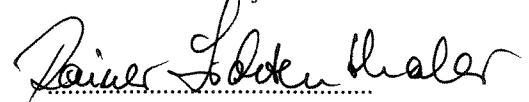
- 4 emneord, engelske
1. pp-DDT
  2. Freshwater
  3. Fish
  4. Sediments

Prosjektleder



Einar M. Brevik

For administrasjonen



Rainer Lichtenthaler

ISBN 82-577-2908-6

Norsk institutt for vannforskning

**O-94038**

**DDT-FORURENSNING I FISK OG SEDIMENTER FRA  
ØRSJØEN (ØSTFOLD) I 1994 JEVNFØRT MED  
OBSERVASJONER FRA 1975**

Oslo,

15. desember 1995.

Prosjektleder:

Einar M. Brevik

Medarbeidere:

Magne Grande  
Jon Knutzen  
*Anuschka Polder, NVH*  
*Janneche Ume Skåre, NVH*

## ***Forord***

*Den praktiske delen av det foreliggende arbeid ble utført i 1994 med økonomisk støtte fra Norges forskningsråd, Prosjektavdeling Miljø og utvikling - frie midler. Prosjekt/avd.nr. 101197/730. Planlegging og rapportskrivning er delfinansiert med interne midler (NIVA-prosjekt E-95411).*

*Prøvetakingen i Ørsjøen har foregått i samråd med Knut og Ole Brekke, lederne ved Prestebakke planteskole, som orienterte om bruk av ulike typer plantevernmidler gjennom de siste 20 år. Prestebakke planteskole har vist stor interesse og samarbeidsvilje i forbindelse med prosjektet. Bjørn Fremmegård var lokal kjentmann, samt ansvarlig for fangst av fisk fra Ørsjøen. Han stilte båt til rådighet og deltok i sedimentprøvetakingen som ble utført av prosjektets NIVA-ansatte.*

*Prøver av sedimenter og fisk ble analysert ved Norges Veterinærhøgskole under ledelse av J. Utne Skåre og A. Polder. De samme prøver ble også analysert ved NIVA, Gruppen for organiske mikroforurensninger, under ledelse av E.M. Brevik.*

*Oslo. 15. desember 1995*

*Einar Magne Brevik  
prosjektleder*

<b>Innhold</b>	<b>Side</b>
FORORD	2
KONKLUSJON	4
SUMMARY	6
1. INNLEDNING	7
2. MATERIALE OG METODER	8
2.1 Lokalitetsbeskrivelse	8
2.2 Prøvetaking	8
2.2.1 Sedimentprøver	8
2.2.2 Fiskeprøver	10
2.3 Prøveopparbeiding og kvantitativ analyse	10
2.3.1 GC-metoden (1970)	10
2.3.2 HRGC-metoden (1990)	11
2.4 Sonderende undersøkelser	12
2.4.1 Sedimenter	12
2.4.2 Fiskeprøver	12
3. RESULTATER OG DISKUSJON	14
3.1 Resultater	14
3.1.1 Sedimentprøver	14
3.1.2 Fiskeprøver	15
3.2 Nåværende forurensningssituasjon	17
3.2.1 Sedimentdata	17
3.2.2 Fiskeprøver	21
3.2.2.1 Avstandsgradienter	21
3.2.2.2 Relative nivåer i ferskvannsfisk	22
3.3 Utvikling fra 1975 til 1994	31
3.3.1 Sedimentdata	31
3.3.2 Fiskedata	31
3.4 Artsforskjeller	33
4 LITTERATUR	35
VEDLEGG	41

# KONKLUSJON

Med utgangspunkt i to sett av analysedata innhentet med tyve års mellomrom, har en vurdert utviklingen i nivået av pp-DDT med metabolitter og andre persistente klororganiske forbindelser i prøver av sedimenter og fisk fra Ørsjøen i Østfold.

I løpet av denne tidsperioden viste det seg at fiskearten (mørt) som ble studert i 1975 hadde dødd ut, slik at en annen art (abbor) måtte velges til gradientstudier for 1994-undersøkelsen. Videre ble kun overflatesediment innsamlet i 1975, mens en nå kunne benytte kjerneprøvetaker hvor også prøver av dypere sedimenter kunne tas på en veldefinert måte. I tillegg kommer at analysemetodikken har gjennomgått en betydelig utvikling, spesielt ved at enkeltkongener av PCB nå kan kvantifiseres på en entydig måte. I tillegg til bruk av moderne teknikk er det parallelt benyttet samme metodikk for ekstraksjon og analyse av fisk og sedimentprøver som i 1975.

Undersøkelsen viser at det kan konkluderes med følgende:

## Sedimenter

En sedimentprøve fra et anaerobt myrområde ca. 4 m fra det gamle kloakkutslippet til Skolebukta i Ørsjøen, inneholdt nå ca. 10 ganger høyere mengder sum-DDT enn en tilsvarende prøve tatt nærmere kloakkutslippet for 20 år siden. Foruten at sum-DDT vanskelig nedbrytes i et slikt myrområde, bekrefter resultatene at pp-DDT i anaerobe sedimenter hovedsakelig omdannes til pp-DDD, mens en i fisk og overflatesedimenter lenger ut i Ørsjøen finner mest pp-DDE, som følge av aerob nedbrytning av pp-DDT.

Nivået av sum-DDT i sedimentprøver avtar klart fra punktkilden og utover i Ørsjøen. Men selv 1500 m fra utslippet finner en i dag nivåer av sum-DDT av samme størrelseorden som det som ble registrert i sedimenter tatt fra 100 til 450 m utfra kloakkutslippet i 1975. Nivået av sum-DDT i overflatesediment (0 - 2 cm) fra Ørsjøen er omtrent 100 ganger høyere enn det generelle 1994-nivået for diffust belastede ferskvannsområder i Sør-Norge.

## Fisk

Abbor ble fanget fra to lokaliteter som ligger 5.000 m fra hverandre i Ørsjøen. Nivåene av pp-DDT, pp-DDE, pp-DDD og sum-7PCB var alle høyest i prøver av abbor fanget nærmest punktkilden i Skolebukta. Dette tyder på at abbor, som er relativt stasjonær, kan benyttes både til å indikere belastningsforskjeller over forholdsvis korte avstander i en innsjø og til å følge utviklingen i forurensningsnivå over tid. Nivået av sum-DDT i gjedde fra Ørsjøen lå i størrelsesordenen 10 ganger høyere enn antatt diffust bakgrunnsnivå fra Nord-Sverige og Yukon territoriet i USA.

I internasjonal sammenheng er DDT-nivåene i fisk fra Ørsjøen av samme størrelsesorden som de høyeste nivåer som er påvist i ferskvannsfisk fra Skandinavia og Nord-Amerika, og Ørsjøen må derfor anees å være relativt betydelig forurenset med sum-DDT.

Undersøkelsen tyder på at nivået av sum-DDT i fisk er mer jevnt fordelt over store deler av Ørsjøen i 1994 enn i 1975. Selv om konsentrasjonsgradienten i 1975 var betydelig mer markert enn i 1994, ser en fortsatt at området rundt det gamle utslippet i Skolebukta/Sagbukta representerer en punktkilde.

Med utgangspunkt i de gitte analysedata for DDT-innhold i fisk, kan en få et mål på hvor raskt konsentrasjonen av DDT i fisk har endret seg over tid. "Økologisk halveringstid" for sum-DDT i fisk fra Ørsjøen kan under de gitte forurensningsbetingelser og reduksjonsfaktorer anslås til å ligge mellom 5 til 7 år.

### **Videreføring**

Med bakgrunn i nåværende metodikk både når det gjelder sedimentprøvetaking og analyse, samt mulighet for å analysere på prøver av samme fiskearter som i 1994, synes det nærliggende å gjenta Ørsjø-undersøkelsen innen rimelig tid, slik at en med utgangspunkt i 1994-dataene kan få mulighet til å bedre forståelse av prosesser i miljøet, dvs. utlekking, transport, opptak og nedbrytning av DDT i et ferskvanns-økosystem.

Følgende bør derfor gjentas eller studeres nærmere:

1. Sedimenter fra hele Ørsjøen, inkludert 1994-prøvestedene ved bruk av kjerneprøve-taker og analyse av dybdesnitt.
2. Analyser av de samme fiskearter, fanget på samme sted og årstid som i 1994, med henblikk på bedre data for "halveringstid" for DDT i et ferskvanns-økosystem.
3. Analyse av DDT i et større antall lagesild for bedre å kunne vurdere betydningen av aktiv transport og opptak av DDT via zooplankton, samt jevnføre DDT/DDE/DDD-forhold mellom fiskearter på ulike trofiske nivåer.

## SUMMARY

### A COMPARISON OF DDT CONTAMINATION IN FISH AND SEDIMENTS FROM LAKE ØRSJØEN (ØSTFOLD) IN 1994 WITH 1975 OBSERVATIONS

In the spring of 1975 high levels of DDT and metabolites were found in fish, sediment and water samples from Lake Ørsjøen in Norway (Kveseth, N.J.: Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27: 397-405, 1981). The waste effluent from a plant nursery school was the probable source of contamination and the discharge was closed in 1975.

The aim of the present study was to record DDT levels and observe indications of decomposition and transport of *p,p*-DDT, *p,p*-DDE and *p,p*-DDD in sediment and fish samples from this lake twenty years after the point source of contamination was closed. The levels of *p,p*-DDT, *p,p*-DDE and *p,p*-DDD together with Lindane and Polychlorinated biphenyls (PCBs) were in 1994 quantified in samples from the same sites and using the same extraction, clean-up and quantification methods as in 1975. Parallel samples were also analysed by newer technology using high resolution gas chromatography.

Generally during this twenty years period the levels of sum-DDT in the fish liver samples have decreased by a factor varying between 7 and 16 depending on the sampling locality. However, it is still possible to find a concentration gradient as perch caught near the old point source had about 5 times higher level of sum-DDT than perch taken in the central part of the lake about 5.0 km away. A sediment sample taken from a marsh area 4 meters from the endpoint of the old sewage pipeline had a present level of sum-DDT which is about ten times higher than the level found in a sediment sample taken only 1 meter from the same pipeline endpoint in 1975. The present results show that the *pp*-DDD level was about hundred times higher than the *pp*-DDE level, confirming that particularly *pp*-DDD is very persistent in an anaerobic marsh area. Markedly higher levels than "normal" concentrations of sum-DDT in both fish- and sediment samples taken up to 2500 meters from the point source, indicates that the whole lake has been contaminated in the course of these twenty years. However, the sum-DDT levels in fish have decreased significantly during the same time period indicating a "half life" time of 5-7 years for biological available sum-DDT in the freshwater ecosystem studied.



# 1. INNLEDNING

Kartlegging av klororganiske komponenter (OCs) i biologisk materiale i Norge startet ved Norges Veterinærhøgskole (NVH) i slutten av 1960-årene. NVH deltok som norsk part i The OECD Programme of Wildlife Sampling and Analysis for Environmental Contamination, 1972 - 1977. (Bjerk et al., 1977). Programmet omfattet blant annet analyse av nivået av sum-DDT og sum-PCB i ferskvannsfisk (abbor) og saltvannsfisk (sild). En trendanalyse som omfattet 77 serier fiskeanalyser fra ulike land viste at i denne perioden avtok nivået av DDT i sild avtok i 68% av tilfellene, mens nivået i ferskvannsfisk avtok kun på 4% av lokalitetene. Økning av nivåene ble påvist i henholdsvis 6 og 14% av prøvene (Holden, 1981). Muligens indikerer dette at DDT kan være noe mere stabil i ferskvann enn i marint miljø.

I Norge er undersøkelsen blant annet blitt fulgt opp med analyse av ferskvannsfisk fra Mjøsa i tidsrommet 1974 - 1979 og gjentatt i 1991 (Brevik, 1981; Brevik et al., 1995). Denne undersøkelsen viser at nivået av sum-DDT og PCB har vært uforandret i lagesild i nærmere 20 år. For marint miljø er det imidlertid i samme tidsrom rapportert en viss nedgang spesielt i sum-DDT nivå, slik at OCs-nivået på fettvektbasis i lagesild fra Mjøsa synes å være omlag som i torskelever fra Skagerrak og ytre fjordområder (Olsson og Reuthergårdh, 1986; Brevik et al., 1978; Oehme et al., 1989; Green, 1993).

Som følge av lokalt kloakkutslipp av DDT fra en planteskole ble tildels meget høye nivåer av sum-DDT påvist i sedimenter og fisk i Ørsjøen i 1975/76 (Kveseth, 1981). Kloakkutslippet ble permanent stengt i 1975. Sett i relasjon til ovennevnte antatt relativt økende nivå av persistente klororganiske komponenter i ferskvannsfisk, har en i Ørsjøen en enestående mulighet til å kunne få et konkret svar på hvilke halveringsstider en kan forvente for pp-DDT i et ferskvannøkosystem, siden nedbrytningsforløpet kan studeres over en 20-årsperiode. Effekten av utlekking/mobilisering fra sedimenter og opptak i ferskvannsfisk kan her studeres under naturgitte forhold både for pp-DDT og dens metabolitter. Slik kunnskap vil kunne ha stor betydning for framtidig oppfølging/vurdering av tiltak rettet mot forurensning med persistente klororganiske forbindelser i ferskvannsmiljø.

## 2. MATERIALE OG METODER

### 2.1. Lokalitetsbeskrivelse

Undersøkelsen ble foretatt i Ørsjøen som ligger i Halden kommune i Østfold. Innsjøen ligger 142 m o.h. og har et areal på ca 6.3 km<sup>2</sup> (figur 1). Størstedyp er 32 m og middeldypet 8.3 m (dybdekart, vedlegg 1). Dette gir et innsjøvolum på 54 mill. m<sup>3</sup> og en gjennomsnittlig teoretisk oppholdstid i vannmassene på 3.6 år.

Nedbørfeltet har et areal av ca 37 km<sup>2</sup> og ligger i sin helhet i det sørøstlige grunnfjellsområdet med harde, lite forvitrelige gneisbergarter. Det består vesentlig av barskogområder med noe myr. Det finnes noen få gårdsbruk og hytter i nedbørfeltet. Prestebakke planteskole ligger i sørenden av innsjøen og hadde tidligere avløp til Skolebukta (Sagbukta).

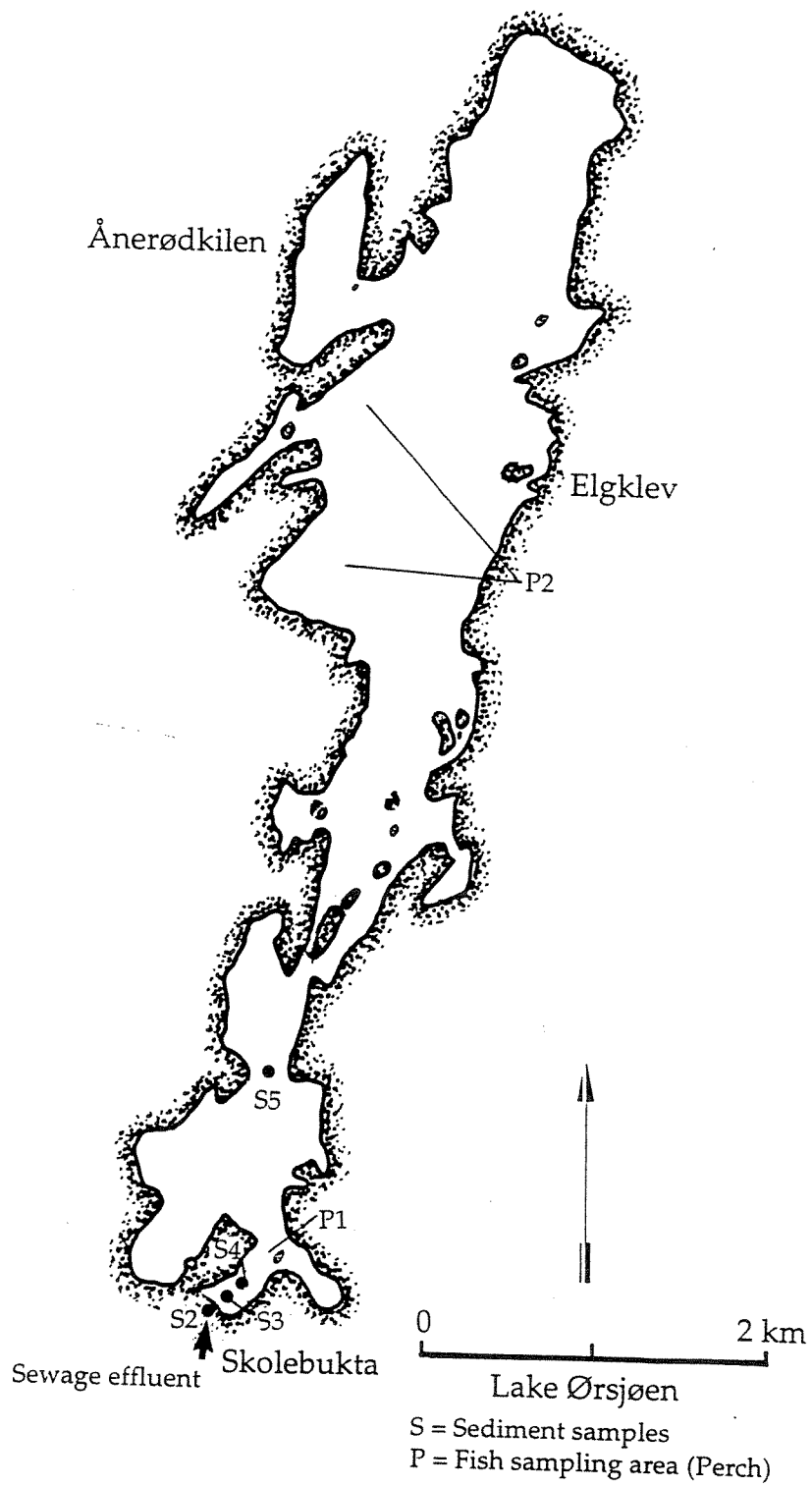
Innsjøen er fra naturens side oligotrof, svakt humøs og noe sur. Forsuring resulterte i at fiskebestanden gikk sterkt tilbake, og vannet ble derfor i første omgang kalket i 1986. Senere er innsjøen kalket i 1989 og 1994. Dette førte til endring i vannkvaliteten. Spredte observasjoner av vannkvalitet i perioden 1972 - 1985 viser følgende middelveier for noen parametre: pH = 5.3, Konduktivitet = 4.8 mS/m, alkalitet = 0.02 mmol/l, Farge = 25 mg Pt/l, Ca = 1.9 mg/l. Data fra perioden etter kalking viser pH over 6.0 og et kalsiuminnhold på ca 3.1 mg Ca/l.

Innsjøen benyttes i dag som vannkilde for drikkevannsforsyning lokalt og til fiske og friluftsmål. Fiskebestanden består nå av abbor, gjedde, sik, lagesild og ål. Det forekommer også noe ørret, som er blitt satt ut. Tidligere forekom også mort i vannet, men denne forsvant sannsynligvis i slutten av 1970-årene, og det er mulig at reproduksjonen sviktet allerede omkring 1970 (Vøllestad, 1987). Dette antas å ha sammenheng med forsuring siden mort skal være mer ømtålig enn de øvrige fiskeartene i innsjøen (Degermann og Lingdell, 1993).

### 2.2. Prøvetaking

#### 2.2.1. Sedimentprøver

Sedimentprøvene ble tatt med en rørprøvetaker med diameter 9.5 cm og med muligheter for prøveuttak for hver centimeter (Limnos sedimentprøvetaker). Alderen på de ulike sedimentlagene er det vanskelig å uttale seg om. Det er avhengig av sedimentasjonshastigheten og mineraliseringen av det organiske materialet, samt tilførsler av erosjonsmateriale fra omgivelsene. Anslagsvis kan en sedimentasjonshastighet ligge mellom 1.5 - 3 mm/år. Det vil si at det øverste prøvesnitt, 0 - 2 cm tilsvarer avsetninger de siste 10 - 12 år. Prøvene ble tatt i Skolebukta (Sagbukta) utenfor Prestebakke planteskole. Det ble tatt sedimentprøver fra 4 stasjoner. Stasjon S2.1 lå på land i et myr/starr-område ca. 4 m fra det opprinnelige kloakkutslippet, mens stasjon S3.1 og S4.2 lå hhv. 50 og 100 m fra land rett ut for kloakkutslippet i Skolebukta/Sagbukta (navnene Skolebukta og Sagbukta benyttes begge om samme bukt i Ørsjøen). Siste sedimentstasjon S5.1 lå ca. 1500 m nordover i sjøen fra Skolebukta og der Ørsjøen er dypest (28 til 29 m). Det ble tatt flere snitt fra hver lokalitet. Sedimentskivene ble lagt på spesialrensede/brente glass og frosset samme dag for senere analyse. Oversikt over prøvestasjoner er gitt på kartet og i prøvetakingsrapport, vedlegg 2.



Kart over Ørsjøen med prøvetakingsstedene.

### 2.2.2. Fiskeprøver

Kveseth (1981) benyttet mort (*Rutilus rutilus*) som analysemateriale i sine undersøkelser. Denne fiskearten er nå forsvunnet fra innsjøen, slik at andre arter måtte benyttes. Abbor (*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*) og lagesild (*Coregonus albula*) ble fisket med garn i perioden 8. - 29. mai 1994. Abbor og gjedde ble fisket i Skolebukta og i området på vestsiden av sjøen fra sundet ved Hestøyane til Ånerødkilen (fig.1, sistnevnte prøvested heretter betegnet M. Ørsjøen). Her ble det også fanget to lagesild.

Fisken ble lagt i plastposer, merket med dato og fangststed og frosset ned umiddelbart etter prøvetaking. Til analyse ble benyttet 5 abbor fisket i Skolebukta og 5 abbor fra den midtre delen av Ørsjøen. Videre ble det gjort analyser i 5 gjedder og 1 lagesild.

Tabell 1. Vektfordeling av fisk (gram).

	Middelvekt:	Spredning:
Abbor, Skolebukta	216	156 - 300
Abbor, midtre Ørsjøen	173	127 - 232
Gjedde, midtre Ørsjøen	1528	959 - 1960
Lagesild, midtre Ørsjøen	142	49 - 93

Det ble analysert prøver av både lever og filet (muskulatur) fra disse fiskene.

## 2.3. Prøveopparbeiding og kvantitativ analyse

### 2.3.1. GC-metoden (1970)

Ekstraksjon, opprensing og analyse av fiskeprøver ble utført med en metode bare ubetydelig modifisert i forhold til metodikken som ble benyttet i 1970-årene ( Skåre et al., 1985; Bjerk og Sundby, 1970). Metoden går ut på å knuse fiskeprøven med vannfri magnesiumsulfat og sjøsand i en morter, ekstrahere prøven med dietyler for deretter å dampe av eteren for fettbestemmelse. Fettet løses igjen i n-heksan, og to parallelle uttak behandles henholdsvis med konsentrert svovelsyre og metanolsk kaliumhydroksyd.

### Sediment

Sedimentprøvene ble lufttørket og ekstrahert med heksan/2-propanol (3:1) i en Soxhletekstraktor. Ekstraktet ble ristet med vann, og klororganiske forbindelser ble tilbakeekstrahert i skilletrakt to ganger med heksan. Samlet heksanekstrakt ble tørket med natriumsulfat og volumet av heksan ble deretter oppkonsentrert til 2 ml. Prøveekstraktene ble deretter renset ved forsåpning av fettsyrer med konsentrert svovelsyre og fjerning av svovel ved bruk av aktivert kobberpulver (Kveseth, 1981).

### Instrumentell bestemmelse

De rensede heksanekstrakt ble oppkonsentrert og analysert på en Carlo Erba modell 2350 gasskromatograf. Instrumentene var utstyrt med <sup>63</sup>Ni elektron-innfangningsdetektorer og pakkede glasskolonner: 1.5m x 2mm i.d. pakket med en blanding av: 1.5% SP-2250 og 1.95% SP-2401 på 100/120 mesh supelcoport fra Supelco. PCB-komponenter ble ikke isolert fra DDT-komponentene

før den gasskromatografiske bestemmelsen (Skåre et al., 1985). PCB-bestemmelsen er basert på sammenligning av topphøyder av tre topper med en standardblanding av Aroclor1254. De valgte topper var nr. 7, 8 og 10 i henhold til nummereringssystemet til Jensen (1972) for Chlophen50 på en SF-96 kolonne. Enkeltkongenere av PCB (209 mulige PCB-komponenter) kan ikke detekteres ved bruk av denne metodikken. Den samme prosedyren ble benyttet av Kveseth (1981) ved den første Ørsjøundersøkelsen i 1975.

### **2.3.2. HRGC-metoden (1990)**

#### **Forbehandling**

Biologisk materiale homogeniseres ved bruk av en Tefal Quick Foodmaster med en plastbeholder på 0.5 l. Plastbeholderen er vasket og ekstrahert med organisk løsemiddel før bruk. Sedimenter frysetørres og homogeniseres før en delprøve tas ut til videre analyse.

#### **Ekstraksjon**

Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres to ganger med 35 ml aceton/cykloheksan ( 20:15 v/v) ved bruk av ultralyd-sonde desintegrator (maks. effekt 475 W). Ekstraksjonstiden varierer fra 2 til 10 min. avhengig av prøvetype ( biologisk materiale 2 - 5 min, sedimenter 10 min). Ekstraksjonseffektivitet er uttestet/kontrollert ved bruk av internasjonalt standardisert referansemateriale.

Prøvene sentrifugeres og de to ekstraktene slås sammen og dampes inn til "tørrhet". For biologiske prøver settes ekstraktet i varmeskap ved 105° C til konstant vekt og fettmengden bestemmes. Klorpesticid og PCB-nivået påvirkes ikke av denne prosedyren. Presisjonen til fettbestemmelsen anslås til 10% (Brevik, 1978)

#### **Opprensing av ekstrakter**

Biologiske prøver: 0.1 g fett løses i 2 ml cykloheksan og ristes med 6 ml konsentrert svovelsyre. Sedimenter: Prøven løses i diklormetan og renses for blant annet svovel, ved bruk av gelkromatografi (Waters HPLC-GPC clean-up kolonne). Deretter behandles prøven med kons. svovelsyre ( Kahn et al., 1989; Sætre og Brevik, 1993).

#### **Instrumentell bestemmelse**

De rensede heksanekstrakt blir så oppkonsentrert og analysert på en Hewlett-Packard 5890 Serie II gasskromatograf (GC) med 63Ni elektroninnfangningsdetektor (ECD) og (cross bound) fused silica kapillærkolonne: 60 m x 0.25 mm i.d. med stasjonær fase: 0.25µm 95% dimetyl 5% diphenyl polysiloxan. Bæregass: Hydrogen, 37 cm/sek. Bruk av GC med høyopløselig kapillærkolonne betegnes her som HRGC-metoden.

#### **Kvantitativ analyse og kvalitetssikring**

Ekstraktet inndampes til ønsket volum på glødede prøveglass. De enkelte forbindelser identifiseres ut fra deres spesifikke retensjonstider. Retensjonstidene finnes ved analyse av kjente standarder/standardblandinger og det benyttes kun enkeltkongenere av PCB-komponentene. Med sum-7PCB menes summen av konsentrasjonen til følgende PCB-kongenere: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180. I tillegg kvantifiseres rutinemessig 5-CB, α-HCH, Lindan ( γ-HCH ), HCB, pp-DDT, pp-DDE, pp-DDD, OCS og følgende PCB-kongener :105,156 og 209. Sum-DDT beregnes som pp-DDT + 1.11 pp-DDE + 1.11 pp-DDD. Korrigeringsfaktor 1.11 benyttes for å kompensere for

lavere molekylvekt av DDE og DDD. Kvantifisering utføres via en HP Chem Station. Det benyttes 8-punkts standardkurve, og det føres kontroll med at konsentrasjonsnivået til alle aktuelle parametre i prøvene ligger innenfor standardkurvens lineære område.

Analysene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifiserte referansematerialer. Minst en blindprøve analyseres for hver større prøveserie. Alle analyseserier blir således korrigert for blindprøvebidrag relatert til de aktuelle prøvers opparbeidingsstidspunkt. Analysemetodene er akkreditert, jfr. krav som stilles ifølge EN 45001.

## 2.4. Sonderende undersøkelser

Sediment og fiskeprøver ble opparbeidet ved NVH ved bruk av samme metodikk som benyttet til analyse av prøvematerialet fra Ørsjøen i 1970-årene. Instrumentelt betyr dette bruk av gasskromatograf med pakket kolonne (GC-metoden). Det ble analysert parallelle prøver ved NVH og NIVA. Ved NIVA ble nåværende opparbeidingsmetodikk anvendt, og prøveekstraktene ble deretter kvantifisert for innhold av persistente klororganiske forbindelser ved bruk av høyopløselig gasskromatografi (HRGC).

### 2.4.1. Sedimenter

Parallelle prøver av sedimenter fra Oslofjorden ble analysert for innhold av pp-DDE og pp-DDT. Analyseresultatene for DDE-kvantifiseringen var henholdsvis: NVH: 73 og 84 ng DDE/g tørr sediment (t.v.). DDT: 58 og 66 ng/g tørrvekt. Ved analyse av DDT med pakket kolonne ble prøven ikke baseopprenset. Dette kan medføre at en ved kvantifisering av DDT får bidrag fra en PCB-komponent, slik at DDT-verdien i denne prøven pga. interferens kan være noe for høy. Analyseresultatene til NIVA var: 94 ng/g DDE; DDT: 27 ng/g tørrvekt. En fant derfor at det var relativt god overensstemmelse mellom dataene når en tar hensyn til at det er to helt forskjellige opparbeidings- og kvantifiseringsmetoder som sammenlignes.

### 2.4.2. Fiskeprøver

Parallelle prøver av gjeddelever ble analysert både med GC- og HRGC-metodikk (tabell 2). Det ble påvist god overensstemmelse mellom nivåer av pp-DDE og pp-DDD. Nivået av pp-DDT varierte i større grad avhengig av metodevalg, noe som antagelig i det vesentlige skyldes interferens fra PCB ved kvantifisering ved bruk av GC-metoden.

**Tabell 2.** Bestemmelse av pp-DDT, pp-DDE, pp-DDD i gjeddelever med GC- og HRGC-metoden. Midlere konsentrasjon (5 prøver) gitt som ng/g fettvekt (f.v.b.) og våtvekt (v.v.b.).

Komponent	GC (f.v.b.)	HRGC (f.v.b.)	GC (v.v.b.)	HRGC (v.v.b.)
pp-DDE	3000	2780	194	206
pp-DDD	1510	1200	89	89
pp-DDT	2780	780	172	58
Fettprosent	7.0	7.4		

Ut fra denne sonderende undersøkelse fant en å kunne gå videre med analysene av parallelle sediment- og fiskeprøver ved NVH og NIVA, slik at både utvikling oer tid ved bruk av samme

metodikk som i 1970-årene (GC-metoden) og bestemmelse av nåværende nivåer ved bruk av kapillærkromatografi (HRGC-metoden) kunne gjennomføres.

### 3. RESULTATER OG DISKUSJON

Alle analysedata finnes i vedlegg 3 til 5. Vedlegg 3 og 4 omhandler HRGC data angående nivået av klororganiske forbindelser i hhv. fiskeprøver og sedimenter, mens vedlegg 5 omhandler tilsvarende data generert ved bruk av GC-metoden fra 1970-årene.

#### 3.1. Resultater

Det vil i det følgende gis en oversikt over analysedata som viser nåværende forurensningssituasjon mht. sum-DDT, PCB og Lindan i fisk og sedimenter fra Ørsjøen. Disse nivåer vil deretter bli sett i sammenheng med tilsvarende data fra andre steder i Europa og Amerika (kap. 3.2.2).

##### 3.1.1. Sedimentprøver

Resultater fra sedimentanalysene er gitt i tabellene 3 og 4, hhv. etter GC-og HRGC-metoden. Analysemetodene har gitt resultater som er i relativ god overensstemmelse med hverandre både når det gjelder konsentrasjoner (GC-metoden 2 - 4 ganger høyere nivåer) og spesielt når det gjelder avstandsgradienter. Disse viser at nivået av sum-DDT er 100 til 300 ganger høyere i overflateprøven fra stasjon nr. 2.1 (S2.1) enn fra noen av de andre prøvetakingsstasjonene lokalisert lenger fra punktkilden.

**Tabell 3.** Nivåer av DDT m/metabolitter i sedimentprøver fra Ørsjøen, ved analyse etter GC-metoden. Konsentrasjoner i mg/kg tørrvekt.

Parameter	S2.1 0-2 cm	S3.1 0-2 cm	S3.1 2-4 cm	S4.2 0-2 cm	S4.2 2-4 cm	S5.1 0-2 cm	S5.1 2-4 cm
pp-DDE	28.9	1	1.7	0.34	0.2	0.18	0.06
pp-DDD	337	1	1.4	0.19	0.19	0.16	0.04
pp-DDT	347	1.3	1.2	0.64	0.39	0.69	0.12
sum-DDT	713	2.3	4.3	1.17	0.78	1.03	0.22

**Tabell 4.** Nivåer av DDT m/metabolitter i sedimentprøver fra Ørsjøen, ved analyse etter HRGC-metoden. Konsentrasjoner i mg/kg tørrvekt.

Parameter	S2.1 0-2 cm	S3.1 0-2 cm	S3.1 2-4 cm	S3.1 10-12 cm	S4.2 0-2 cm	S4.2 2-4 cm	S4.2 10-12 cm	S5.1 0-2 cm	S5.1 2-4 cm	S5.1 10-12 cm
pp-DDE	14	0.85	1.65	0.03	0.32	0.08	0.0003	0.08	0.04	0.0002
pp-DDD	72	0.21	0.44	0.009	0.08	0.03	0.0002	0.06	0.03	0.0002
pp-DDT	98	0.31	0.1	0.003	0.11	0.12	0.0002	0.19	0.04	0.0002
sum-DDT	184	1.37	1.19	0.043	0.51	0.23	0.0007	0.33	0.11	0.0006



Ved bruk av HRGC-metoden ble også sedimentenes innhold av enkeltkongenere av PCB og Lindan bestemt (tabell 5).

**Tabell 5.** Nivåer av Lindan og sum av 7 PCB-kongenere (sum-7PCB) i sedimentprøver fra ulike stasjoner (S) og sedimentsnitt fra Ørsjøen. Konsentrasjoner i mg/kg tørrvekt.

	S2.1 0-2cm	S3.1 0-2cm	S3.1 2-4cm	S3.1 10-12cm	S4.2 0-2cm	S4.2 2-4cm	S4.2 10-12cm	S5.1 0-2cm	S5.1 7-9cm	S5.1 10-12cm
Sum-7PCB	0.066	0.015	0.007	0.005	0.007	0.005	0.001	0.009	0.001	0.0001
Lindan	0.312	0.006	0.007	0.0001	0.002	0.001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001

### 3.1.2. Fiskeprøver

Prøver av fiskelever og -filet er blitt analysert med både GC- og HRGC-metoden (se vedlegg 3 til 5). Abbor er blitt analysert med tanke på å kunne avdekke eventuelle lokale forskjeller i forurensningsgrad, mens resultatene for gjedde og lagesild supplerer informasjonen om det generelle kontamineringsnivå i Ørsjøen. For å ha muligheten for å bestemme innholdet av enkeltkongenere PCB-forbindelser vil en i det følgende rapportere og diskutere data fremkommet ved bruk av HRGC-metoden (tabell 6 - 8).

**Tabell 6.** Gjennomsnittsnivåer av pp-DDT m/metabolitter, Lindan og sum-7PCB i prøver av abbor-, gjedde- og lagesildfilet (antall hhv.: 5:5:1). Arit.middel +/- STD. Kons.: ng/g våtvekt.

	Abbor, S.bukta	Abbor, M-Ørsj.	Gjedde	Lagesild
pp-DDE	2.56 +/- 1.56	0.53 +/- 0.35	3.5 +/- 3.5	7.8
pp-DDD	1.48 +/- 0.54	0.26 +/- 0.30	1.5 +/- 1.5	5.9
pp-DDT	1.15 +/- 0.37	0.28 +/- 0.31	1.8 +/- 1.6	14.4
Lindan	0.08 +/- 0.01	0.10 +/- 0.01	0.09 +/- 0.03	0.3
sum-7PCB	0.22 +/- 0.14	0.25 +/- 0.11	0.9 +/- 0.3	2.7
Fettprosent	0.05 +/- 0.01	0.07 +/- 0.02	0.09 +/- 0.03	0.53

**Tabell 7.** Gjennomsnittsnivåer beregnet på fettbasis (ref. tabell 6) av pp-DDT m/metabolitter, Lindan og sum-7PCB i prøver av abbor-, gjedde- og lagesildfilet (antall hhv. 5:5:1). Kons.: ng/g

	S.bukta		M. Ørsjøen	
	Abbor	Abbor	Gjedde	Lagesild
pp-DDE	5120	757	3888	1464
pp-DDD	2960	371	1667	1106
pp-DDT	2300	400	2000	2708
Lindan	160	137	104	57
sum-7PCB	440	357	1000	540
Fettprosent	0.05+/-0.01	0.07+/-0.02	0.09+/-0.03	0.53
sum-DDT	10380	1538	7555	5278

S.bukta: Skolebukta/Sagbukta; M.Ørsj: Midtre Ørsjøen.

**Tabell 8.** Nivåer av pp-DDT m/metabolitter og sum-7PCB i 1 stk. lagesildfilet fra Ørsjøen og gjennomsnittsverdi for 20 prøver fra Mjøsa i 1991. ng/kg våtvekt.

	Ørsjøen, Lagesild	Mjøsa, Lagesild
pp-DDE	7.8	12.9
pp-DDD	5.9	4.9
sum-7PCB	2.7	33.7

## 3.2. Nåværende forurensnings situasjon

### 3.2.1. Sedimentdata

Resultater fra sedimentanalyser foretatt i denne undersøkelsen og altså 20 år etter Kveseths observasjoner, er gitt i tabellene 3, 4 og 5.

I utgangspunktet var det meningen å ta prøver 1 meter fra kloakkutslippet og derved på samme sted som ved undersøkelsen i 1975, men i løpet av disse tyve årene har det vært en viss tilgroing av vannet samtidig som vannstanden har sunket. Dette har medført at det gamle kloakkutslippet nå ligger tørrlagt ca. 6 meter fra åpent vann. Det nærmeste prøvested hvor det var mulig å få tatt prøve lå 3.5 til 4 m fra kloakkutslippet i et myr/starr-område helt ned til vannkanten. Her ble det samlet inn prøver av jord umiddelbart under vegetasjonen fra tre prøvesteder i et par meters avstand: S2.1, S2.2 og S2.3, hvorav bare S2.1 er analysert. Som resultatene viser (tabell 3 og 4) ble det nåværende sum-DDT nivå i prøve S2.1 bestemt til å være 184 mg/kg tørrvekt med kapillær kolonne og 713 mg/kg tørrvekt med pakket kolonne. Selv om nivået av sum-DDT for sedimentprøven fra stasjon S2.1 varierte med en faktor fire for de to analysemetodene, så påvirker dette i liten grad konklusjonen når det gjelder den klare avstandsgradient som ble påvist i sum-DDT-nivå.

I tillegg til høyt sum-DDT-nivå skiller prøven fra stasjon S2.1 seg fra de andre sedimentprøvene også på et annet avgjørende punkt: Ved å sammenligne nivåene av pp-DDE, pp-DDD og pp-DDT i denne sedimentprøven (tabell 3 og 4), ser en at pp-DDD og pp-DDT-nivået er omtrent det samme. DDD utgjør mer enn 40% av det totale sum-DDT-nivå og ligger 10 ganger høyere enn pp-DDE. Det er kjent at pp-DDT nedbrytes til pp-DDD i anaerobt miljø (Guenzi og Beard, 1968), mens det hovedsakelig dannes pp-DDE i aerobt miljø (Kobayshasi og Rittman, 1982). Våre analysedata for prøve S2.1 tyder også på at pp-DDT i anaerobt myr-miljø i hovedsak omdannes til pp-DDD (fig.1).

På de egentlige sedimentstasjonene ser en at DDE generelt ligger høyere enn DDD og utgjør f.eks fra 50 til 70% av sum-DDT i sedimentprøver fra stasjon S3.1. Denne omdannelse til pp-DDE skyldes antagelig at opprinnelig pp-DDT-er blitt transportert fra kloakkutslippet og utover i det grunne innsjøområdet med rikelig tilgang på luft/oksygen (fig. 2) (Kobayshasi og Rittman, 1982).

I litteraturen er det funnet bemerkelsesverdig få nyere data angående nivåer av PCB og DDT-gruppen i sedimenter fra innsjøer. Tabell 9 gir oversikt over tilgjengelige data angående PCB- og DDT-nivåer i innsjøsedimenter, og det framgår at 1994-nivået i Ørsjøsedimenter er 1 - 2 størrelsesordener høyere enn i sedimenter fra Lake Superior, og også vesentlig høyere enn i Lake Ontario, som henholdsvis er den minst og sterkest belastede av de store amerikanske innsjøene. I Norge utfører nå NIVA en større undersøkelse av innhold av metaller og klororganiske forbindelser i ferskvannsedimenter. Noen av NIVAs analysedata foreligger, og nivået av sum-DDT fra Ørsjøen (representert ved S5.1), ligger omtrent 100 ganger over det generelle 1994-nivå for diffust belastede områder i Sør-Norge (Rognerud, pers. medd., 1995) (tab.9).

**Tabell 9.** Nivåer av PCB og sum-DDT i utvalgte overflatesedimenter, sammenlignet med Midtre Ørsjøen, µg/kg tørrvekt.

Sted/år	Sum-PCB	pp-DDT	pp-DDE	pp-DDD	sum-DDT	Referanse
L.Michigan 1982 (1)			30			Evans et al., 1991
L.Ontario		3-22	14-77		17-108	Oliver ,1984
L.Superior		0.4	1.0			"
L.Ontario 1968 (2)	96 (3)	16 (3)	13 (3)	13 (3)	43	Frank et al., 1979
L.Michigan (4)	ca. 10	ca. 3	ca. 5.5	ca. 3	ca. 12	" ,1981
L.Superior (5)	3.3 (6)	0.7 (6)				" , 1980
Østersjøen (7)		i.d.	ca.2.5		ca. 8	Nylund et al., 1992
L.Ontario. 1968 (8)		22	17	11		Thomas, 1983
L.Michigan (9)	81/26/7					Swackhamer et al., 1988
L.Michigan (10)	ca 50 - 150					Hermanson et al., 1991
Østersjøen	2.6					de Wit et al., 1990
Sør Norge	1 - 10		0.3 - 3	< 0.2 - 1	1 - 5	Rognerud, pers. medd., 1995
M. Ørsjøen 1994	9	190	80	60	330	Denne undersøkelsen.

(1) I hele innsjøsystemet utgjorde pp-DDE ca. 75% av sum-DDT.

(2) Middelerdi av 229 prøver.

(3) Min/maks h.h.v. <5/280µg/kg PCB, <0.2/129µg/kg pp-DDT, 0.4/70µg/kg pp-DDE, <0.1/125µg/kg pp-DDD.

(4) Middelerdi av 286 prøver.

(5) Middelerdi av 405 prøver.

(6) Mange prøver under deteksjonsgrensen: 2.5µg/kg PCB og 0.25µg/kg pp-DDE/DDT/DDD.

(7) Omregnet til tørrvektsbasis fra organisk stoff-basis.

(8) Middelerdier.

(9) Middelerdier av sum Aroclor i hhv. avsetningssoner/overgangssoner og erosjonssoner.

(10) Sum av flere Aroclor, avsetningsområde. Avlest fra figur.

Figur 2 viser videre at nivået av sum-DDT i sedimenter fra stasjon S3.1, snitt 2 - 4 cm, var høyere enn i snitt 0 - 2 cm. Dette samsvarer med at en ved denne stasjonen, som ligger bare 50 m fra land,

har en relativt høy sedimenteringshastighet og at tilførselen av DDT var høyere for 20 år siden enn i dag.

Som figur 2 viser er sum-DDT-nivået noe høyere i det øverste sedimentsnittet ved alle andre prøvestasjoner unntatt S.2.1. Ved stasjon S3.1, S4.2 og S5.1 har en tatt snitt på 10 - 12 cm. Kun på stasjon S3.1, som ligger nærmest utslippet, kan sum-DDT påvises i det dypeste sedimentsnittet. Videre viser prøver fra Stasjon S5.1 (ca. 1500 m fra utslippet) hvor det er tatt følgende sedimentsnitt: 0 - 2cm, 2 - 4 cm, 7 - 9 cm og 10 - 12 cm, at nivået avtar nedover i sedimentkjernen, slik at en ikke kan påvise spor av pp-DDT m/metabolitter fra 7 cm og nedover. I en større undersøkelse av ferskvannsedimenter fra Sør-Norge fant en bakgrunnsnivået for sum-DDT på ca. 1 - 5 µg/kg tørrvekt (Rognerud, 1995, pers. meddelelse). Dette sum-DDT-nivået er av samme størrelsesorden som det vi finner i de dypeste snittene fra de tre Ørsjøstasjonene.

## Lindan

Et plantevernmiddel som også har vært benyttet ved planteskolen er Gesarol 50 ekstra. Dette inneholdt 43% DDT og 7% Lindan.

Som for DDT ble det registrert høy konsentrasjon av Lindan ( $\gamma$ -HCH) i grasmyra nær det tidligere utslippet og lavere konsentrasjoner, men tydelig påvirkning også av overflatesedimentene fra de tre andre Ørsjøstasjonene (tabell 5 og fig. 3).

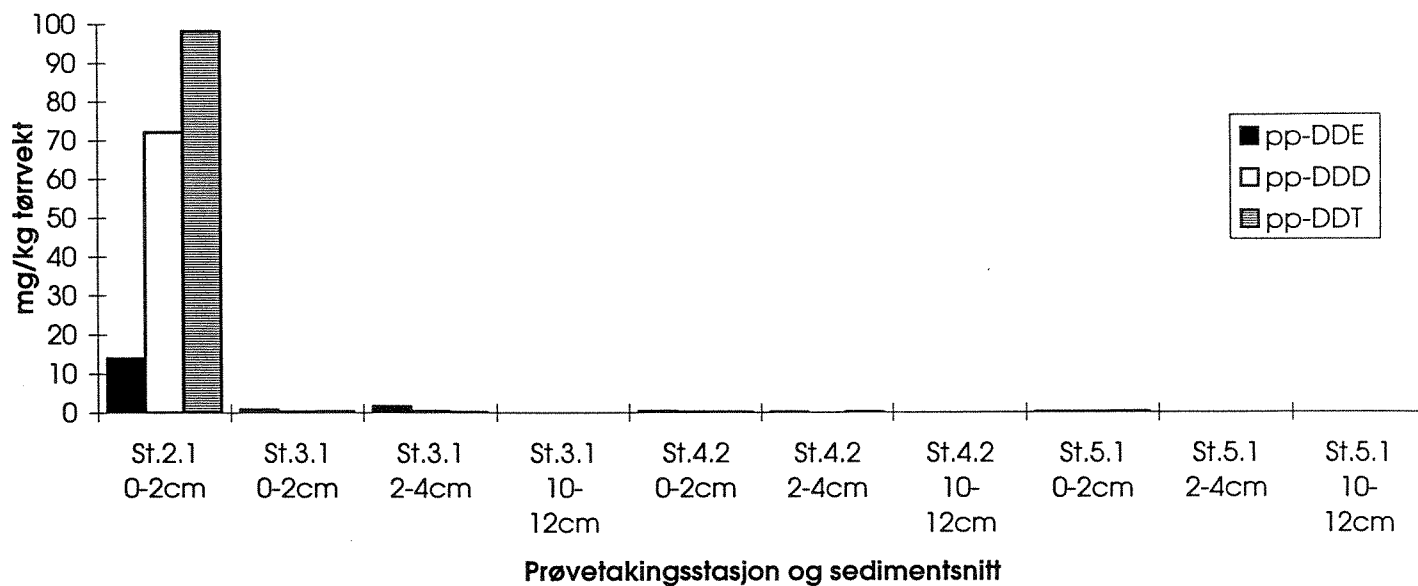
Dersom en normaliserer nivået av både Lindan og sum-DDT, - det vil si setter hvert av nivåene påvist i overflatesedimentet ved S2.1 til 100% , - finner en at den prosentvise reduksjon i nivå fra sedimentstasjon S2.1 via S3.2 og S4.2 til S 5.1, er omtrent den samme for sum-DDT og Lindan. Dette kan tyde på at sum-DDT og Lindan relativt sett transporteres og sedimenteres på tilnærmet samme måte i sedimenter fra det aktuelle Ørsjøområdet (tabell 10).

**Tabell 10.** Normaliserte nivåer (%) for sum-DDT og Lindan i sedimentprøver fra stasjon 2.1 til S5.1 (ref. tabell 5).

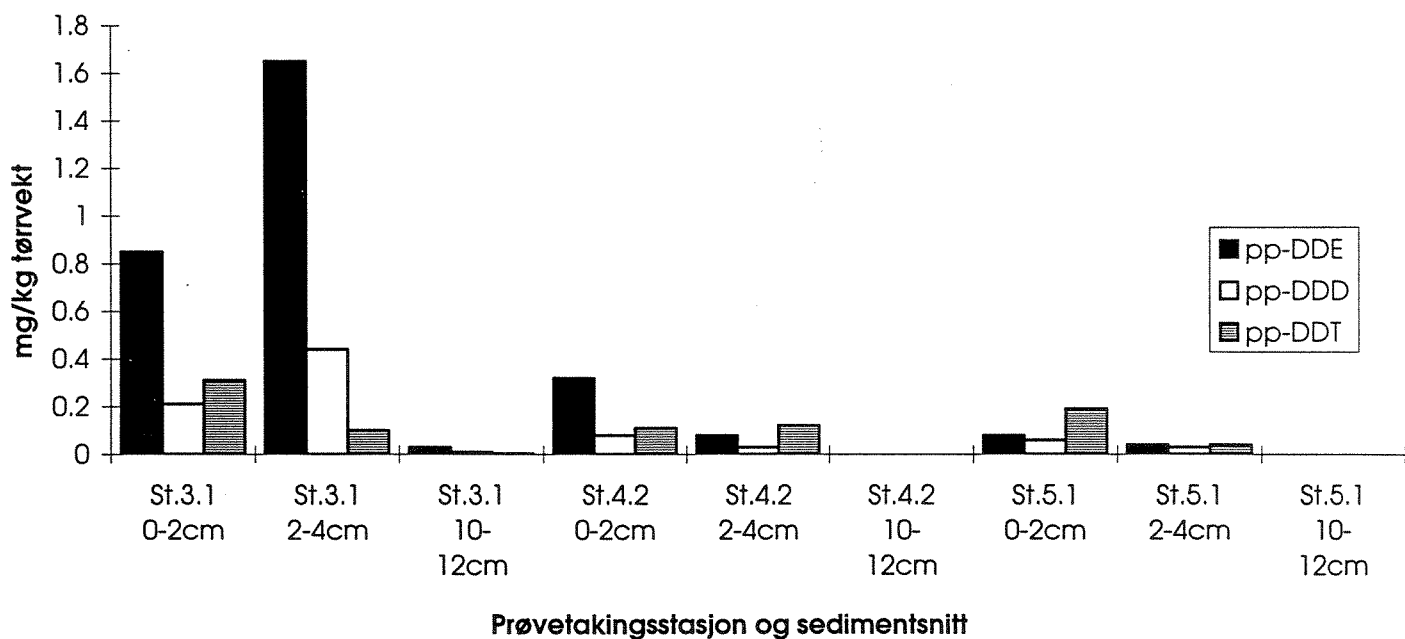
	S2. 1, 0-2cm	S3. 1, 0-2cm	S4. 2, 0-2cm	S5. 2, 0-2cm
Sum-DDT	100	0.74	0.27	0.18
Lindan	100	1.92	0.64	0.03

## PCB

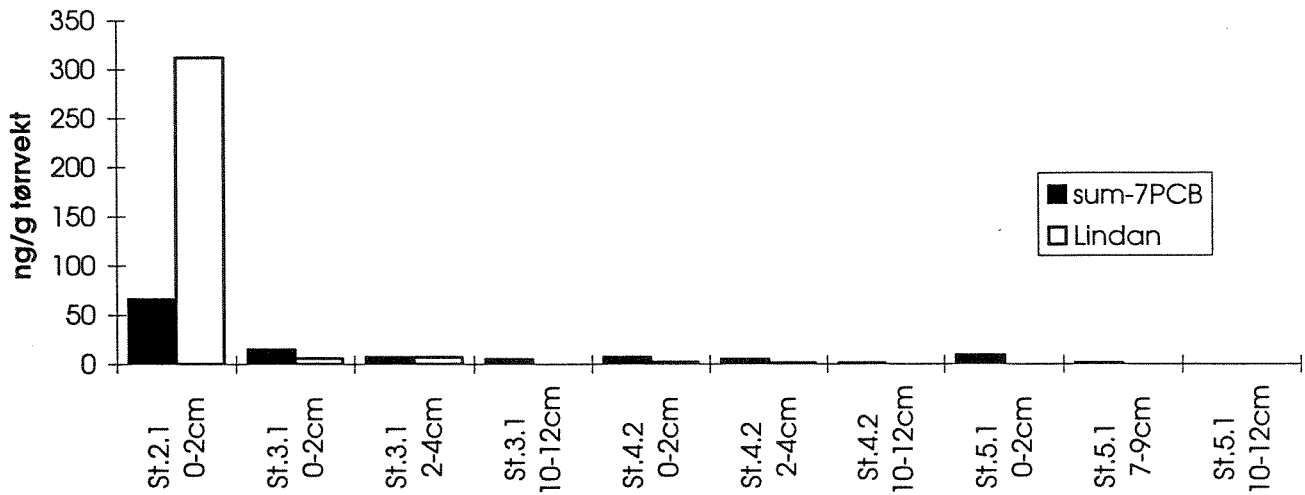
Nivået av enkeltkomponenter av polyklorerte bifenyler (PCB-kongenere) ble også bestemt i sedimentprøvene. Summen av nivåene til sju enkeltkongenere, sum-7PCB, er angitt i tabell 4. Generelt lå nivået av de enkelte PCB-kongenere i innsjøsedimentene (S3.1, S4.2, S5.1) omkring eller bare svakt over metodens deteksjonsgrense (ca. 5 µg/kg tørrvekt). Dette betyr at tallene er noe usikre, men resultatene viser likevel at nivået av sum-7PCB avtar utover fra det gamle kloakkutslippet, der det var betydelige overkonsentrasjoner (tabell 5). Sum-7PCB-nivået i sedimentprøver fra stasjon 3 til 5 ligger i området 1 - 10 µg/kg tørrvekt. Dette er omtrent det samme som er påvist i en større undersøkelse av ferskvannsedimenter fra Sør-Norge (tabell 9) og representerer derfor tilnærmet diffus bakgrunnsbelastning i sedimenter i det aktuelle området. Det ses likevel gradienter, med avtagende konsentrasjon utover fra det tidligere utslippet og nedover i sedimentet.



**Figur 1.** Nivåer av pp-DDT, pp-DDE og pp-DDD i sedimentprøver fra stasjon 2.1 (nærmest punktkilden) til stasjon 5.1 (1500 m fra punktkilden).



**Figur 2.** Nivåer av pp-DDT, pp-DDE og pp-DDD i sedimentprøver fra stasjon 3.1, 4.2 og 5.1 h.h.v. 50, 100 og 1500 m fra punktkilden.

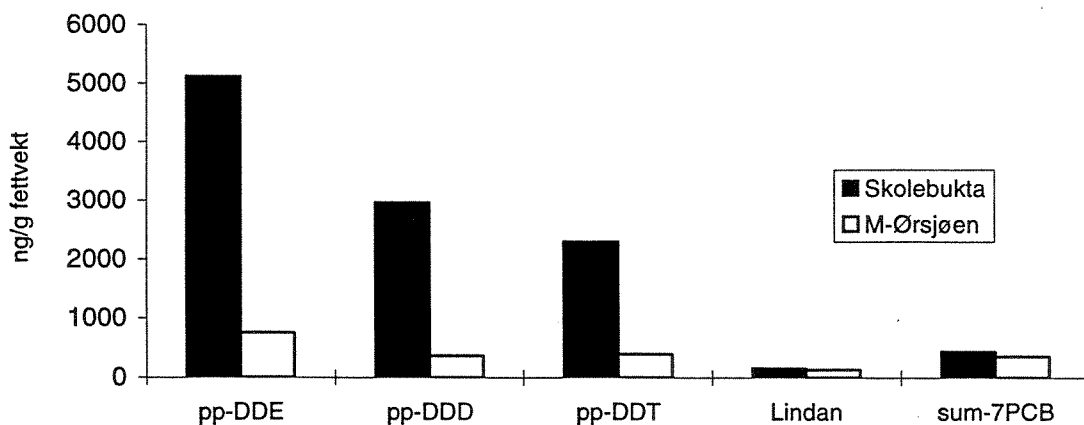


**Figur 3.** Nivåer av lindan og sum-7PCB i sedimentprøver fra ulike stasjoner og sedimentsnitt fra Ørsjøen

### 3.2.2. Fiskeprøver

#### 3.2.2.1. Avstandsgradienter

Det ble fanget abbor fra to lokaliteter som ligger ca. 5 km fra hverandre i Ørsjøen. Alle analysedata uansett metode, vevstype og beregningsmetode (fett eller våtvektsbasis) ga samme generelle bilde for nivåer av klororganiske forbindelser i abbor (tabell 6 -7 og vedlegg 3 og 4, samt fig. 4). Gjennomsnittsnivåene av pp-DDT, pp-DDE, pp-DDD og sum-7PCB var alle høyest i prøver av abbor fanget nærmest punktkilden i Skolebukta. Dette tyder på at abbor, som er relativt stasjonær, kan benyttes både til å indikere belastningsforskjeller over forholdsvis korte avstander i en innsjø og til å følge utviklingen i forurensningsnivå over tid som følge av forurensningsbegrensende tiltak.



**Figur 4.** Gjennomsnittsverdier av pp-DDT m/metabolitter og sum-7PCB i prøver av abborfilet fra Skolebukta (5 stk) og M-Ørsjøen (5 stk)

### 3.2.2.2. Relative nivåer i ferskvannsfisk

For å kunne vurdere nivåene av klororganiske forbindelser i ferskvannsfisk fra Ørsjøen i en internasjonal sammenheng, har en utført en litteraturundersøkelse, og data fra europeiske og amerikanske undersøkelser er samlet i tabell 11.

#### Norske forhold

Som det framgår av tabell 11 er det i Norge utført svært få analyser av ferskvannsfisk, spesielt i de senere årene, og det er derfor få data som er generert ved bruk av moderne analysemetoder som HRGC. I det følgende vil en da støtte seg til data fra lagesildundersøkelsen fra Mjøsa, 1991-serien (Brevik et al., 1995, unpubl.) og en undersøkelse fra Gvarv fra 1994 (Berg & Skåre, 1995). Selv om en må ta klare forbehold angående artsforskjeller når det gjelder gjedde/abbor fra Ørsjøen og lagesild fra Mjøsa, kan data beregnet på fettbasis generelt tyde på at PCB-nivået i gjedde/abbor/lagesild fra Ørsjøen ligger en faktor 5 til 10 ganger lavere enn tilsvarende nivå i lagesild fra Mjøsa (tabell 7 - 8). For sum-DDT, finnes derimot omtrent samme nivå i fisken fra Ørsjøen som i lagesilden fra Mjøsa (tabell 7 og 8 og fig. 5). I en nylig avsluttet undersøkelse av gjedde fra Gvarv-elva ble det funnet et PCB-nivå i lever fra gjedde tatt oppstrøms et gammelt deponi tilknyttet Telemark Skogplanteskole på ca. 500 µg/kg og ca. 1800 µg/kg sum-DDT beregnet på fettvekt. Dette PCB-nivået er omtrent det samme som det som en finner i gjedde fra Ørsjøen, mens sum-DDT-nivået var ca. 5 ganger lavere i gjedde fra den ukontaminerte del av Gvarv-elva (Berg & Skåre, 1995). Nivået av sum PCB og sum DDT i muskulaturen fra gjedde tatt nedenfor nevnte deponi var 4400 µg/kg sum DDT og 2900 µg/kg sum PCB beregnet på fettbasis.

#### Svenske data

Det er analysert gjedde fra både nordlige og sørlige deler av Sverige. For nordlige områder har nivået av PCB variert mellom 600 og 3000 µg/kg (fett), mens en i Sør-Sverige har registrert fra 1500 til 5000 µg/kg (fett) i gjedde (Olsson og Reuthergårdh, 1986). I Ørsjøen er nivået av PCB i



gjedde ca. 800 µg/kg (fett). Dette er lavt/moderat sammenlignet med svenske data og viser bare diffus belastning.

I gjedde fra Nord-Sverige er sum-DDT funnet i konsentrasjoner fra 200 til 2300 µg/kg (f.v.b.), mens en i samme art fra sørlige deler av Sverige fant fra 1000 til 10000 µg/kg (f.v.b.) (Olsson og Reuthergårdh, 1986). Dette betyr at nivået av sum-DDT i gjedde fra Ørsjøen, ca. 7600 µg/kg (f.v.b.), tilsvarer omtrent det høyeste nivå som er påvist i gjedde fra innsjøer fra sørlige deler av Sverige og fra Lake Michigan m/sideelver (Giesy et al., 1994a og b). Antas ut fra de nord-svenske data et høyt diffust bakgrunnsnivå på ca. 1000 µg/kg, fås en overskridelse på nærmere 10 ganger i Ørsjø-gjedde.

### Internasjonalt

I tabell 11 gjengis utvalgte data fra litteraturen. Fra de store sjøer i Nord-Amerika er det rapportert nivåer i abbor som variere for sum-DDT fra 1250 til 11800 og for PCB fra 3500 til 38000 µg/kg beregnet på fettvekt (Giesy et al., 1994). Abbor fra Ørsjøen inneholder 300 - 400 µg/kg PCB og ligger derfor betydelig lavere enn hva som er påvist i de store sjøene i Amerika, samsvarende med bare diffus tilførsel av PCB i Ørsjøen. Nivået av sum-DDT i abborfilet fra Ørsjøen er fra ca. 1500 til vel 10000 µg/kg (tabell 7). Øvre intervallgrense er f.eks. omtrent like høy som de høyeste nivåer som er påvist for sum DDT i abbor fra L. Michigan m/sideelver (Giesy et al., 1994). Forurensningsgraden for sum-DDT i abbor fra midtre Ørsjøen er vanskelig å anslå fordi data fra referanselokaliteter (med bare diffus belastning) synes å mangle. 1500 µg/kg fett er imidlertid opp til 4 ganger høyere enn registrert av Edgren et al. (1981) i Hamnefjorden (Østersjøen). I fisk fra (antatt) forurensede lokaliteter som elvene Po og Seinen er det forholdsvis nylig blitt funnet vesentlig høyere konsentrasjoner av DDE enn i abbor fra Ørsjøens hovedvannmasser (Galain et al., 1994; Chevreuil et al., 1995). Det samme gjelder for fisk fra Päjänne, Finland (eldre data, Paasivirta og Linko, 1980). Sum-DDT i abbor fra Genfersjøen (eldre data) var omtrent som i abborprøvene fra S.P2 i Ørsjøen (Mowrer et al., 1982). Alt i alt tyder dette på generelt mindre overkonsentrasjoner av DDT i Ørsjøens hovedbestander enn ovennevnte antydning om 10 ganger "bakgrunnsnivået" av sum-DDT i gjedde. For å gjøre en bedre fundert vurdering er det påkrevet med tall fra norske referanselokaliteter.

De to lagesildene som utgjør Ørsjømaterialet, gir et spinkelt grunnlag for å bedømme forurensnings-graden, men det kan i hvert fall konstateres at ca. 5300 µg Σ DDT/kg fett er omlag 10 ganger høyere enn rapportert fra en innsjø i Nord-Sverige av Jansson et al. (1993) og ca. 5 ganger mer enn Pyysalo et al. (1983) observerte i lagesild fra Finland. Ørsjø-verdien er også 2 - 5 ganger høyere enn Kidd et al. (1995) registrerte i to *Coregonus*-arter fra Yukon.

Samlet tyder de observerte verdier av DDT/DDE/DDD i gjedde og lagesild fra Ørsjøens hovedvann-masser på at forurensningen i sedimentene gir betydelige overkonsentrasjoner også i fisk. Samlet sett kan overkonsentrasjonene antydes til i størrelsesordenen 5 - 10 ganger, selv om det må tas forbehold ut fra de tilsynelatende mer moderate verdiene i abbor.

Tabell 11. Nivåer av sum-PCB, pp-DDE, pp-DDD og pp-DDT i ferskvannsfisk som gjedde, abbor, mort og lagesild samt beslektede arter av disse. Konsentrasjon i mg/kg (ppm) fettvekts-(fvb) eller våtvektsbasis (vvb).

Sted	År	Art	Vevstype	Ant.	Fett %	vvb/ fvb	sum- PCB	pp- DDT	pp- DDE	pp- DDD	sum-DDT	Referanse
Lier	1970	Diverse	muskel	28		vvb	<5		20			Bjerk, 1972
Femunden	1967	Gjedde				vvb			1-9		20	Sakshaug & Sundby, 1967
Øyern	1969 / 70	Gjedde	muskel	10		vvb						Bjerk & Sundby, 1970
Øyern	1972	Abbor	muskel	25		vvb	50					Kveseth & Brevik 1977
Øyern	1974	Abbor	muskel	25		vvb	70					"
Øyern	1977	Abbor	muskel	25		vvb	40					"
Sandsvatnet	1972	Abbor	muskel	25		vvb	20					"
Sandsvatnet	1973/75	Abbor	muskel	75		vvb	10					"
Sandsvatnet	1977	Abbor	muskel	25		vvb	30					"
Sør Norge	1976/77	Diverse	muskel	27	2.9	vvb	75	34				Lunde, 1980
Midt Norge	1976/77	Diverse	muskel	11	2.4	vvb	24	6				"
Nord Norge	1976/77	Diverse	muskel	11	3.2	vvb	32	8				"
Mjøsa	1974	Lagesild	lever	7	3.5	fvb	6700				3100	Brevik, 1981
Mjøsa	1975	Lagesild	lever	24	5.1	fvb	1500				700	"
Mjøsa	1976	Lagesild	lever	16	3.6	fvb	1400				1700	"
Mjøsa	1977	Lagesild	lever	12	2.4	fvb	4100				800	"
Mjøsa	1979	Lagesild	lever	13	2.6	fvb	3400				1300	"
Mjøsa	1991	Lagesild	lever	12	2.7	fvb	1700				400	Brevik et al.1995, upubl.data
Sør Norge	1993	Gjedde/abbor	muskel	8		vvb			2-9			Grande et al.1994
Gvarv, bakgr.	1994	Gjedde	lever	9	15	fvb	500				1800	Berg & Skåre 1995
Gvarv, forenset	1994	Gjedde	lever	10	14	fvb	2800				4500	Berg & Skåre 1995
Gvarv, forenset	1994	Gjedde	muskel	1	0.3	fvb	2900				4400	Berg & Skåre 1995
Tyrifjorden	1979-82	sik	muskel	3	1.1	vvb	40	5	<4	10	20	Martinsen et al. 1982

Sted	År	Art	Vevstype	Ant.	Fett %	vvb/ fvb	sum- PCB	pp- DDT	pp- DDE	pp- DDD	sum-DDT	Referanse
Foksetjern	1992	Gjedde	muskel	middel	0.1	vvb	1.6		1.4	<0.1		Knutzen 1993
Foksetjern	1992	Abbor	muskel	middel	0.1	vvb	0.6		0.4	<0.1		Knutzen 1993
Vest Sverige	1980	Gjedde	muskel	5	0.6	vvb	70				20	Andersson et al. 1994
Vest Sverige	1980	Abbor	muskel	4	0.9	vvb	110				31	"
Sør Sverige	1979	Røye	muskel	7	1.6	fvb	5000				1400	Andersson et al. 1988
Storvindelen, Sv.	1971-84	Gjedde *1	muskel	46	0.6	vvb	8-23.4				1.1-14.1	Andersson et al. 1988
Storvindelen, Sv.	1971-84	Gjedde	muskel	46	0.6	fvb	1100- 3800				150-2220	Andersson et al. 1988
Volkerak, N.land	1991	Abbor	muskel		2.4	vvb						deBoer et al.1993
Rhinen	1990-91	Gjørns	muskel		1.0- 1.2	vvb						deBoer et al.1993
Elver v/L.Michigan	1983	Gjedde *2	hel fisk		2.1- 3.5	vvb	2330- 2920	24-94		32-76		Camanzo et al. 1987
Marne, påvirket	1991	Mort *3	muskel	middel		vvb	420		7			Chevrenil et al. 1995
Seinen, belastet	1991	Mort	muskel	middel	2.5	vvb	2500		60			Chevrenil et al. 1995
Seinen, belastet	1991	Abbor	muskel	middel	ca 0.75	vvb	850		48			Chevrenil et al. 1995
Genfersjøen	1984- 85	Mort *5	helfisk	20	5.0- 7.0	vvb	176-375		44-85			Devaux & Monod 1987
Genfersjøen	1984- 85	Mort *6	helfisk	20	5.0- 7.0	fvb	4400- 5500		900-1000			Devaux & Monod 1987
Hammefjorden, Østersjøen	1976-77	Abbor *4	muskel	20	0.65- 1.0	fvb	1000- 3500				370-1400	Edgren et al. 1981
Hammefjorden, Østersjøen	1976-77	Abbor *4	muskel	20		vvb	ca. 9-25				ca 3-10	Edgren et al. 1981
Sted	År	Art	Vevstype	Ant.	Fett %	vvb/ fvb	sum- PCB	pp- DDT	pp- DDE	pp- DDD	sum-DDT	Referanse

Hamnefjorden,	1976-77	Mort *4, *7	muskel	20	0.79-1,36	fvb	610-5300 ca 9-75			150-1800	Edgren et al. 1981
Østersjøen	1976-77	Mort *4, *7	muskel	20	0.79-1,36	vvb				ca 1.5-22	Edgren et al. 1981
Hamnefjorden,	1990	Abbor *8	muskel		1.2	vvb	2030	40			Galasi et al. 1994
Østersjøen	1990	Art av Rutilus*9	muskel	14	2.7-3.0	vvb	1510	33			Galasi et al. 1994
Po, Italia	1990	Art av Rutilus*9	muskel	2	2.7-3.0	vvb	965	20			Galasi et al. 1994
Elver til L. Michigan	1989-90	Art av Perca *10	hel fisk	middel	1.6-2.0	vvb	70-770	17.6-124	1.6-19.3	25-187	Giesy et al. 1994
Elver til L. Michigan	1989-90	Art av Abbor	hel fisk	middel	1.6-2.0	fvb	3500-38500			1250-11800	Giesy et al. 1994
Elver til L. Michigan	1989-90	Gjedde *10	hel fisk	middel	1.2-2.1	vvb	70-720	9.9-70.2	0.4-3.6	12.8-92.2	Giesy et al. 1994
Elver til L. Michigan	1989-90	Gjedde *10	hel fisk	middel	1.2-2.1	fvb	5800-34300			1050-4600	Giesy et al. 1994
Neckar	1992-03	Abbor *11	muskel	2		vvb				58	Haiber et al. 1994
Neckar	1992-93	Mort	muskel	6		vvb				30	Haiber et al. 1994
L. Michigan	1969-86	Art av Coregonus *12	hel fisk	middel	12.0-22.0	vvb	5660-1640	490-3750	60-1090	670-9940	Hesselberg et al. 1990
L. Michigan	1969-86	Art av Coregonus	hel fisk	middel	12.0-22.0	fvb	13000-27000	110-3780		5500-48000	Hesselberg et al. 1990
L.Laberge, Yukon Terr.	1993	Coregonus clupeaformis	muskel	6	2.8	vvb				73	Kidd et al. 1995
L.Laberge, Yukon Terr.	1993	Coregonus clupeaformis	muskel	6	2.8	fvb				2600	Kidd et al. 1995
L.Laberge, Yukon Terr.	1993	Coregonus artedi	muskel	3	6.5	vvb				33	Kidd et al. 1995
L.Laberge, Yukon Terr.	1993	Coregonus artedi	muskel	3	6.5	fvb				510	Kidd et al. 1995
Storvinden, Sverige	1986	Coregonus sp	muskel	35	0.66	fvb	580	360	41	450	Jansson et al. 1993

Sted	År	Art	Vevstype	Ant.	Fett %	vvb/ fvb	sum- PCB	pp- DDT	pp-DDE	pp- DDD	sum-DDT	Referanse
Storvinden, Sverige	1986	Coregonus sp	muskel	35	0.66	vvb	4.4	0.4	2.7	0.3	3.4	Jansson et al. 1993
Eutrof innsj. i Sverige		Gjedde, hun *13	muskel	12	0.5	vvb	6.5-26		2.0-8.2		2.2-9.0	Larsson et al. 1993
Eutrof innsj. i Sverige		Gjedde, han *13	muskel	12	0.5	fvb	1200-6000		250-1500		300-1600	Larsson et al. 1993
Oligotrofe inns. Ontario	1986-87	Perca sp. flav (abbor)	muskel	20	0.24	vvb	8.1					MacDonald & Metcalfe 1991
Oligotrofe inns. Ontario	1986/87	Perca sp. flav (abbor)	muskel	20	0.24	fvb	3510					MacDonald & Metcalfe 1991
Åbo, arkipellet, Østersjøen	1971-82	Gjedde	muskel	22	0.7	fvb	19600-72600				3430-49700	Moilainen et al 1982
Åbo, arkipellet, Østersjøen	1971-82	Gjedde	muskel	22	0.7	vvb	137-530				24-348	Moilainen et al 1982
Åbo, arkipellet, Østersjøen	1971-82	Gjedde	lever	22	0.7	fvb	6780-43400				3560-50400	Moilainen et al 1982
Genfersjøen	1979	Abbor	hel fisk	6	6.8	vvb	880				92	Mower et al. 1982
Genfersjøen	1979	Abbor	hel fisk	6	6.8	fvb	13000				1365	Mower et al. 1982
Genfersjøen	1979	Mort	hel fisk	6	9.1	vvb	800				92	Mower et al. 1982
Genfersjøen	1979	Mort	hel fisk	6	9.1	fvb	8800				1003	Mower et al. 1982
Roxen, Sverige	1970-76	Mort *14	muskel	middel		fvb	10000-55000					Olsson et al. 1978
Storvindeln, N-Sverige	1968-84	Gjedde *15	muskel	10-20		fvb	600-3000				200-2300	Olsson & Reuthergårdh 1986
Bolmen, S-Sverige	1967-84	Gjedde	muskel	10-20		fvb	1500-5000				1000-10000	Olsson & Reuthergårdh 1986
2 Innsjøer, Nederland	1990	Mort *16	muskel	6	1.2	fvb	2500-7300					Oost et al. 1994
N.Paijanne	1973-78	Abbor	muskel	25	0.01	vvb	56-98		3.0-11.0			Paasivirta & Linko 1980
N.Paijanne	1973-78	Abbor *17	muskel	25	0.01	fvb	5600-8900		300-3000			Paasivirta & Linko 1980

Sted	År	Art	Vevstype	Ant.	Fett %	vvb/ fvb	sum- PCB	pp- DDT	pp- DDE	pp- DDD	sum-DDT	Referanse
S.Paijanne	1973-78	Abbor	muskel	25	0.01	vvb	42-78		7.0-15.0			Paasivirta & Linko 1980
S.Paijanne	1973/78	Abbor *17	muskel	25	0.01	fvb	4200- 13000		780-1500			Paasivirta & Linko 1980
3 lokaliteter i Paijanne, F.land	1980	Gjedde	muskel	16	1.0	vvb	15.4- 49.4		3.6-4.6			Paasivirta et al. 1981
3 innsjøer i Paijanne, F.land	1980	Gjedde	muskel	16	1.0	fvb	1560- 16010		370-560			Paasivirta et al. 1981
Kallavesi, F.land	1980	Lagesild	muskel	8	2.5	vvb	315				23	Pyysalo et al. 1981
Kallavesi, F.land	1980	Lagesild *18	muskel	8	2.5	fvb	13000				1100	Pyysalo et al. 1981
Kalaveri, F.land	1980	Lagesild	lever	5		vvb	1377				116	Pyysalo et al. 1981
Uvasvesi, F.land	1980	Lagesild	muskel	10	2.5	vvb	544				62	Pyysalo et al. 1981
Flere innsj. i Finnland	1982	Gjedde	muskel	81		vvb	42-49				7.0-18	Pyysalo et al. 1983
Flere innsj. i Finnland	1982	Gjedde	lever	81		vvb	220-500				63-110	Pyysalo et al. 1983
Flere innsj. i Finnland	1982	Mort	muskel	11		vvb	120				51	Pyysalo et al. 1983
Flere innsj. i Finnland	1982	Lagesild	muskel	25		vvb	79				20	Pyysalo et al. 1983
Belau, Schlesv.- Holst.	1992	Gjedde *19	muskel	7		fvb	23773				4447	Scharenberg et al. 1994
Inde, Tyskland	1991	Mort *20	muskel			vvb	40-70					Schwienig et al. 1993
Inde, Tyskland	1991	Mort	muskel			fvb	2828- 5459					Schwienig et al. 1993
29 innsjøer, DDR	1976/81	Gjedde *21	muskel			vvb	40-80				60-160	Stechert & Jantz 1983
L. Siskiuit	1983	Coregonus clupeaformis *22	hel fisk			fvb	4271		5800			Swackhamer & Hites 1988

1. Omregnet fra fettbasis

2. ppDDD + opDDT

(fotnoter forts. på n. side)

**(fornter til tabell 11 - forts.)**

3. Sum PCB som en blanding av Aroclor 1242/1254/1260. 15 enkeltkomponenter utgjorde ca. 37% av sum PCB. Av disse 15 utgjorde sum PCB<sub>7</sub> 70 -90%
4. Omtrent 20 fisk hvert år.
5. I henhold til forholdet mellom %fett i hel fisk og muskel registrert av Chevreuil et al - ca.2.5- bnr konsentrasjonen av klororganiske stoffer i hel fisk vrre vel det dobbelte av i muskel.
6. Sum PCB bestemt ut fra sammenligning med franske PCB-blandinger tilsvarende Aroclor 1254/1260
7. Omregnet fra fettbasis utfra min./maks.-verdiene på fettbasis
8. Omregnet fra tørrvektbasis ut fra våtvekt: tørrvekt = h.h.v. 4.9 (abbor)/3.9/4.7
9. Bestemt av sum av 20 kongener, hvorav 101+138+153+180 utgjorde over 50% av summen
10. Total-DDT er her sum av alle op- og pp-isomere av DDT/DDD/DDE. Tot. PCB er her sum av 30 PCB kongener. I abbor utgjorde op-DDE + op-DDD ca. 20/15 % av total DDT, men i gjedde ca. 10%. Kons. på fettvektbasis (f.v.b.) omregnet her fra v.v.b.
11. Angitt som sum PCB<sub>7</sub>, som her utgjør den helt dominerende del av i alt 18 PCB kongener.
12. op-DDT utgjorde ca. 1/6 av tot DDT. Fiskens størrelse: 120-200g
13. Sum av hhv. pp-DDE og sum av 20 PCB-kongener.
14. Bakgrunnsnivå for muskelvev av mort: 500-4000 µg/kg av både sum PCB og sum DDT.
15. Omtrentlige min. og maks. verdier avlest fra figur. Sum DDT har avtatt betraktelig gjennom undersøkelsesperioden, lavest nivå i de siste undersøkelsene. Forholdet DDT:sumDDT avtar også fra ca. 0.3-0.5 i begynnelsen av 1970 tallet til 0.1-0.2 på begynnelsen av 1980 tallet. PCB nivået avtok også noe i løpet av samme periode, klarest i Stør vinden i N.Sverige.
16. Omtrentlige tall lest av fra figur.
17. Kons. på fettbasis beregnet utfra høyeste og laveste middelverdier på v.v.b og tilhørende middelverdier for fettinnhold.
18. Gjennomsnittlig fett% i lagesildfilet fra Mjøs-data er 2.5% (Brevik, 1981). Tilsvarende for mort: 1.4% og abbor 0.8%fett. Fett% i gjeddemuskel: 0.5 - 1.0 og i gjeddelever: 5-10%, lagesildfilet: 0.8-1.6%, mortfilet: ca. 1.3% (tre prøver)
19. Sum av h.h.v pp-DDE, pp-DDE og pp-DDT, samt sum av 6 PCB kongener. Verdier gitt på tørrvektbasis.
20. Sum av 6 PCB kongener: 28, 52,101,138,153,180. Analyisert bekkørret. Middelverdiintervall: 71-304 µg/kg v.v.b. og 3040-63586 µg/kg f.v.b
21. Sum av pp-DDE (70-75%), pp.DDD (25-20%) og pp-DDT (5-10%). PCB bestemt som Clophen A 50. Fettinnhold ikke angitt.
22. Innsjø på øy i L. Superior. Bakgrunnsnivåer fra atmosfærisk belastning. Sum PCB av 19 PCB kongener. Fettinnhold ikke angitt. Gjennomsnittlig fettinnhold for denne sikarten er rapportert å være 10%. Prøvematerialet er analysert for en rekke klororganiske forbindelser i tillegg til PCB og DDT-gruppene.

### 3.3. Utvikling fra 1975 til 1994

#### 3.3.1. Sedimentdata

Selv om prøven av sediment tatt 1 meter fra kloakkutslippet i 1975 vanskelig kan sammenlignes direkte med nåværende sedimentprøven tatt i myr 3.5 til 4 m fra samme utslipp (stasjon nr. 2.1), er det likevel bemerkelsesverdig at man 20 år etter at utslippet ble stengt, påviser ca. 10 ganger høyere nivå av sum-DDT i sedimentprøver enn det som ble registrert i 1975. Da ble nivået av sum-DDT funnet å være 25 mg/kg tørrvekt (Kveseth, 1981). Forskjellen mellom 1975 og 1994 skyldes stor grad av flekkvis fordeling av DDT umiddelbart utenfor det opprinnelige utslippet. Av større generell interesse er imidlertid at 1994-resultatet viser at pp-DDT nedbrytes svært langsomt og hovedsakelig til pp-DDD under anaerobe forhold (Guenzi og Beard, 1968).

I 1975 fant Kveseth at sedimentprøver tatt fra 100, 300 og 400 meter fra kloakkutslippet inneholdt ca. 0.1 mg sum-DDT/kg tørt sediment. Han konkluderte følgelig med at kontamineringen av DDT var lokalisert til et lite område utenfor kloakkutslippet. I samme undersøkelse påviste han imidlertid tilnærmet samme nivå av sum-DDT, 2 til 3 ng/liter, i vannprøver tatt 30, 150 og 300 m fra kloakkutslippet. Dette tydet på at DDT ble transportert via vannmassene og således på sikt skulle kunne medføre en mer generell kontaminering av innsjøen.

Data fra 1994-undersøkelsen av sedimentstasjonene 3.1 til 5.1 er gitt i tabell 3 - 4. Generelt viser resultatene at nivået av sum-DDT i sedimentprøvene avtar når en fjerner seg fra punktutslippet. Nivået av sum-DDT i sedimentprøver tatt 1500 m fra kloakkutslippet, lå i 1975 under daværende deteksjonsgrense på 5 µg/kg, mens en i samme område (S5.1) i 1994 (med samme metode) fant meget høye nivåer av sum-DDT: Nivået varierer fra ca. 1000 til 200 µg/kg tørrvekt, hhv. for snitt 0 - 2 og 2 - 4 cm (tabell 3). Nivået er av samme størrelsesorden som det som ble registrert i området 100 til 450 m fra kloakkutslippet i 1975.

Generelt tyder resultatene på at transport av DDT med metabolitter har funnet sted i Ørsjøen etter 1975 og at stoffene med tiden sedimenteres stadig lenger vekk fra den opprinnelige punktkilde. Ved bruk av moderne HRGC-metodikk, som detekterer nivåer av sum-DDT ned til 0.2 µg/kg tørt sediment kan en i dag finne påvirkning med DDT i overflatesedimenter fra hele den sydligst fjerdedel av Ørsjøen og etter all sannsynlighet også lenger nordover (foreløpig ikke undersøkt). Videre kan en ved analyse av dybdesnitt av sedimentkjerner påvise at tilførselen til sedimentene på det dypere partiet har pågått gjennom lengre tid. Dette sannsynliggjør at utlekking fra myrområdet ved den gamle punktkilden til en viss grad fortsetter, selv 20 år etter at kloakkutslippet ble stengt (fig. 2).

#### 3.3.2. Fiskedata

I løpet av 20-årsperioden fra 1975 til 1994 har morten dødd ut i Ørsjøen. Rapporter fra Edgren et al. (1981), Mowrer et al. (1982) og Chevreuil et al. (1995) tyder på at akkumulering av klororganiske stoffer i abbor og mort er temmelig lik. En valgte da å fange abbor og sammenligne nivåene beregnet på fettbasis av klorerte forbindelser i samme prøvetype (lever) fra mort (1975/76) og abbor. Abbor ble fanget fra de samme områder i Ørsjøen, Skolebukta (Sagbukta) og Midtre Ørsjøen, som mort i 1975/76.



**Tabell 12.** Nivåendringer av sum-DDT i mort (1975) og abbor (1994). ng/g fettvekt.

År	Art	Prøve	Sted	Nivå sum-DDT
1975	mort	lever	Skolebukta	108000
1975	mort	lever	M.Ørsjøen	8100
1994	abbor	lever	Skolebukta	6900
1994	abbor	lever	M.Ørsjøen	1200

S.bukta: Skolebukta/Sagbukta. M.Ørsj.: midtre Ørsjøen.

Selv om mange ulike faktorer som f.eks. artsforskjeller påvirker konsentrasjonsnivået av klororganiske forbindelser i fisk og samlet bidrar til økt usikkerhet når det gjelder sammenligning av data, synes undersøkelsen å ha avdekket visse sammenhenger:

#### Lokale endringer i sum-DDT nivå

Forholdet mellom nivået av sum-DDT i leverprøver av mort tatt henholdsvis nært utslippet i Sagbukta/Skolebukta og i nordre deler av Ørsjøen var i 1975 ca. 13, når nivåene beregnes på fettvektsbasis (tab.12) (Kveseth, 1981). I 1994-undersøkelsen var konsentrasjonsforholdet mellom nivået av sum-DDT i abborlever fra Skolebukta og M. Ørsjøen avtatt til under 6 (tabell 12). Dette tyder på at nivået av sum-DDT i 1994 var mer jevnt fordelt over store deler av Ørsjøen enn i 1975. Denne antagelsen styrkes ved at DDT i 1994 ble påvist i samtlige fiskeprøver fra hele Ørsjøen. Men selv om konsentrasjonsgradienten i 1975 var mer markert enn i 1994, ser en fortsatt at området rundt det gamle utslippet i Sagbukta/Skolebukta representerer en punktkilde.

#### “Halveringstid” for DDT

Nivåer av klororganiske forbindelser i fisk påvirkes av en rekke faktorer som alder, kjønn, art, årstid, etc. (Bignert et al., 1993).

Tilsammen medfører dette kompleksett at det kan være vanskelig å finne klare sammenhenger når det gjelder nivåutvikling over tid. Spesielt gjelder dette nå en som her må ta utgangspunkt i et begrenset antall data og i tillegg har variasjon mellom ulike fiskearter som kompliserer totalbildet. Dette betyr at kun betydelige endringer i nivå av klororganiske forbindelser i fisk kan tillegges vekt når det gjelder tolkning av utviklingstrender.

I tidsrommet fra 1975/76 til 1994 er nivået av sum-DDT i leverprøver av mort og abbor (f.v.b) blitt redusert fra 108000 ng/g til 6900 ng/g fett i fiskelever fra Skolebukta. Nivåene er følgelig blitt redusert med en faktor på 16 i løpet av den aktuelle 20-års periode (tab.11).

Tilsvarende tall for sum-DDT i leverprøver av mort og abbor (f.v.b) fra M.Ørsjøen er 1975/76: 8100 ng/g og 1994: 1200 ng/g fett. Nivåene i abbor/mort fra dette området av Ørsjøen er følgelig blitt redusert med en faktor på 7 i løpet av 20 år.

I Ørsjøen har en i over 20 år hatt en punktkilde som i varierende grad har bidratt til kontaminering av fisk og sedimenter med plantevernmidlet pp-DDT og dette stoffets metabolitter. Med

utgangspunkt i denne forurensningssituasjonen kan de gitte analyser for DDT-innhold i fisk gi et mål på hvor raskt konsentrasjonen av DDT i fisk har endret seg over tid, uten at en kan snakke om biologisk halveringstid i streng forstand. "Halveringstid" for sum-DDT i fisk fra Ørsjøen kan under de gitte forurensningsbetingelser anslås til å ligge mellom 5 til 7 år. Skåre et al. (1985) har studert nivåutviklingen av DDT-kontaminering i marint miljø over en 10-årsperiode. Prøver av ulike fiskearter fra en norsk fjord påvirket fra fruktdyrkningsarealer der DDT tidligere i stor grad var benyttet, ble analysert. De konkluderte med at en halveringstid på fra 3 til 5 år for biologisk tilgjengelig DDT syntes å gjelde generelt for det marine miljø i Norden.

Disse to undersøkelsene adskiller seg både i lengden på tidsperiodene som er studert, hhv. 10 og 20 år, samt i antall og arter fisk som er analysert. Videre vil ventelig kontamineringssituasjonen når det gjelder avrenning fra fruktdyrkingsområder til det lokale marine miljø vanskelig kunne sammenlignes direkte med kontinuerlig tilførsel av DDT fra et tidligere punktutslipp til ferskvannssystemet i Ørsjøen. Med dette utgangspunkt kan en ut fra det tilgjengelige tallmaterialet ikke slutte annet en at reduksjonshastigheten av DDT-nivået i fisk synes å være tilnærmet det samme for lokalt kontaminerte marine og limniske områder.

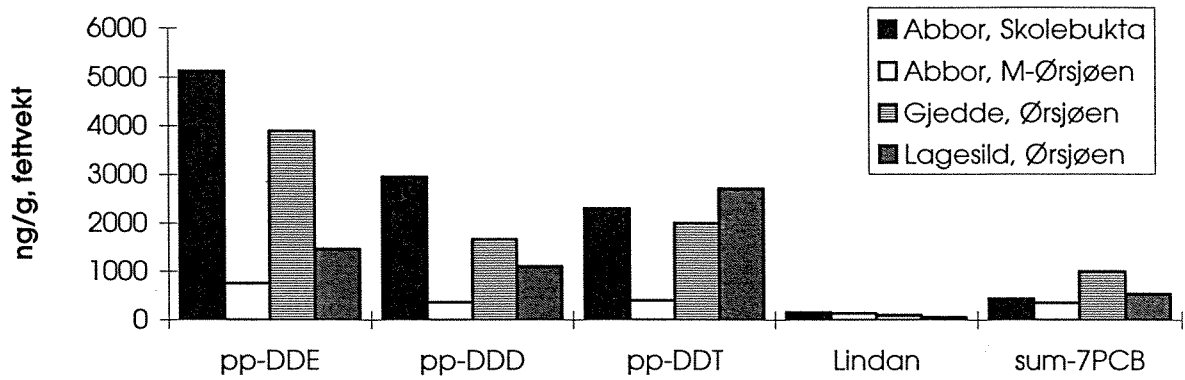
### 3.4. Artsforskjeller

I tillegg til abbor ble det også analysert gjedde fra ulike deler av Ørsjøen, samt fanget to lagesild, hvorav én ble analysert. Gjennomsnittsnivåer av pp-DDT m/metabolitter, Lindan og sum-7PCB er gitt i fig. 5.

Verdiene er angitt på fettbasis for å utligne eventuelle forskjeller betinget av arters ulike fettinnhold. Da gjedde og lagesild er tatt fra midtre del av Ørsjøen, finner en som forventet at nivåene i prøver fra disse artene er lavere enn i abbor fanget i Skolebukta.

Siden gjedde er en typisk rovfisk, mens lagesild er en zooplanktonbeiter, skulle en i utgangspunktet forvente høyere nivå i gjedde. Som det framgår av tabell 7 og figur 5 var ikke dette konsekvent tilfelle. Imidlertid må det tas forbehold for den usikkerhet som skyldes analyse av bare én lagesild. Forholdet mellom nivåene av DDE og DDT i abbor og gjedde var omtrent likt, dvs. høyere DDE- enn DDT-nivå i begge arter. Et slikt forhold mellom DDE og DDT er vanlig i fiskeprøver fra områder uten kjente punktkilder og forklares generelt ut fra oksidative metaboliseringsprosesser i fisk (Hargrave et al., 1992). Som det framgår av fig. 5 var imidlertid forholdet omvendt hos lagesild (mer DDT enn DDE). Dette kan tyde på at en i Ørsjøen har en kontinuerlig tilførsel av DDT fra den sterkt forurensede strandmyra utenfor den 20 år gamle punktkilden, og at DDT som er svært lite vannløselig, akkumuleres i planteplankton og oppkonsentreres videre i zooplankton. Akkumulering i zooplankton har vist seg å kunne være en viktig faktor både når det gjelder transport og biologisk tilgjengelighet for klororganiske forbindelser i akvatiske økosystemer (Evans et al., 1991).

Hargrave et al. (1992) rapporterte at forholdet mellom DDT/DDE varierte fra 2 til 6 i prøver av luft, vann, plankton og zooplankton og var høyere enn i amphipoder hvor DDT/DDE-forholdet var 1 til 2 og i isbjørn (0.4) (Norstrom og Muir, 1988). De relaterte denne variasjon i DDT/DDE-forhold til metabolisme av DDT til den mere stabile DDE-isomeren i amphipoder og pattedyr. Hvis zooplanktonet i Ørsjøen har liten nedbrytning av DDT, vil det isteden bidrar aktivt til at DDT fordeles/transporteres i vannmassene. En konsekvens av en slik transportmekanisme kan være at lagesild som livnærer seg av zooplankton kontinuerlig får tilgang på DDT som så metaboliseres over tid til pp-DDE som i annen fisk. Men relativt sett vil da nivået/tilgangen på umetabolisert DDT være høyere i lagesild enn i rovfisk som gjedde og abbor (over en viss størrelse).



**Figur 5.** Gjennomsnittsverdier av pp-DDT m/metabolitter, lindan og sum-7PCB i prøver av 5 stk abbor-, 5 stk gjedde- og 1 stk lagesildfilet

## 4. LITTERATUR

- Andersson, Ø., Linder, C.-E., Olsson, M., Reutergårdh, L., Uvemo, U.-B., Wideqvist, U., 1988. Spatial Differences and Temporal Trends of Organochlorine Compounds in Biota from the Northwestern Hemisphere. *Arch. Environ Contam. Toxicol.* 17: 755-765.
- Andersson, Ø., Linder, C.-E., Vaz, R., 1984. Levels of Organochlorine Pesticides, PCBs and Certain Other Organohalogen Compounds in Fishery Products in Sweden, 1976 - 1982. *Vår føda* 36: suppl.1/84.
- Berg, V., Skåre, J.U., 1995. DDT og en del andre klororganiske forbindelser i gjedde og ørret fanget høsten 1994 i Gvarvelv. Rapport fra Norges veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet til Sauherad kommune, februar 1995.
- Bignert, A., Gøthberg, A., Jensen, S., Litzén, K., Odsjø, T., Olson, M. & Reutergårdh, L. (1993). The need for adequate biological sampling in ecotoxicological investigations: A retrospective study of twenty years pollution monitoring. *Sci. Tot. Environm.* 128: 121-139.
- Bjerk, J., 1972. Rester av DDT og PCB i fisk fra to elver på østlandet. *Jakt, fiske, friluftsliv* 1: 32-33.
- Bjerk, J.E. & Sundby, R., 1970. Rester av klorinsekticider og polyklorerte bifenyler i testorganismer for jord og vann. *Norsk Vet. Tidsskr.* 82: 241-246.
- Bjerk, J.E., Kveseth, N.N. & Brevik, E.M., 1977. The Norwegian part of "The OECD. Environm. Committee. Wildlife Sampling and Analysis Programme". Paris.
- Brevik, E.M., 1978. Gas Chromatografic Method for the Determination of Organochlorine Pesticides in Human Milk. *Bull Environm Contam Toxicol* 19: 281-286
- Brevik, E.M., 1981. Organochlorine Residues in Fish from Lake Mjøsa in Norway. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 26: 679 - 680.
- Brevik, E.M., Bjerk, J.E. & Kveseth, N.J., 1978. Organochlorines in Codfish from harbours along the Norwegian Coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 715-720.
- Brevik, E.M., Knutzen, J. og Green, N., (NIVA), Oehme, M. og Schlabach, M. (NILU), Skaare, J.U. og Polder, A. (Veterinary College of Norway ) and Taugbøl, T. (Oppland County Environmental Administration), 1995, upubl. data.
- Camanzo, J., Rice, C.P., Jude, D.J. & Rossmann, R., 1987. Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. *J. Great Lakes Res.* 13: 296-309.
- Chevreuil, M., Carru, A.-M., Chesrerikoff, A., Boët, P., Tales, E. & Allardi, J., 1995. Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropollutants. *Sci. Total Environ.* 162: 31-42.

- de Boer, J., Stronck, C.J.N., Traag, W.A., van der Meer, J., 1993. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. *Chemosphere* 26: 1823 - 1842.
- de Wit, C., Jansson, B., Strandell, M., Jonsson, P., Bergquist, P.-A., Bergek, S., Kjeller, L.-O., Rappe, C., Olsson, M. & Slorach, S., 1990. Results from the first year of the Swedish Dioxin survey.
- Degermann, E. & Lingdell, P.E., 1993. pHisces -fisk som indikator på lågt pH. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 3: 37-54.
- Devaux, A. & Monod, G., 1987. PCB and pp-DDE in Lake Geneva brown trout (*Salmo trutta* L.) and their use as bioenergetic indicators. *Environ. Monit. Assess.* 9: 105-114.
- Edgren, M., Olsson, M. & Reutergårdh, L., 1981. A one year study of the seasonal variations of DDT and PCB levels in fish from heated and unheated areas near a nuclear power plant. *Chemosphere* 10: 447-452.
- Evans, M.S., Noguchi, G.E. & Rice, P., 1991. The Biomagnification of Polychlorinated Biphenyls, Toxaphen, and DDT Compounds in a Lake Michigan Offshore Food Web. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 87-93.
- Frank, R., Thomas, R.L., Braun, H.E., Gross, D.L. & Davis, T.T., 1981. Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments of Lake Michigan (1975). *J. Great Lakes Res.* 7: 42-50.
- Frank, R., Thomas, R.L., Braun, H.E., Rasper, J. & Dawson, R., 1980. Organochlorine insecticides and PCB in the surficial sediments of Lake Superior (1973). *J. Great Lakes Res.* 6: 113-120.
- Frank, R., Thomas, R.L., Holdrinet, M., Kemp, A.L.W. & Braun, H.E., 1979. Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments (1968) and sediment cores (1976) from Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 5: 18-27.
- Galassi, S., Guzzella, L., Battagazzore, M. & Carrier, A., 1994. Biomagnification of PCBs, pp-DDE and HCB in the River Po ecosystem (Northern Italy). *Ecotox. and Environm. Safety* 29: 174-186.
- Giesy, L.P., Verbrugge, D.A., Othout, R.A., Bowerman, W.W., Mora, M.A., Jones, P.D., Newsted, J.L., Vandervoort, C., Heaton, S.N., Aulerich, R.J., Bursian, S.J., Ludwig, J.P., Dawson, M., Dawson, G.A., Kubiak, T.J., Best, D.A. & Tillitt, D.E., 1994a. Contaminants in fishes from Great Lakes-influenced sections and above dams of three Michigan rivers. I: Concentrations of organo chlorine insecticides, Polychlorinated Biphenyls, Dioxin equivalents, and Mercury. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 202-212.
- Giesy, L.P., Verbrugge, D.A., Othout, R.A., Bowerman, W.W., Mora, M.A., Jones, P.D., Newsted, J.L., Vandervoort, C., Heaton, S.N., Aulerich, R.J., Bursian, S.J., Ludwig, J.P., Dawson, G.A., Kubiak, T.J., Best, D.A. & Tillitt, D.E., 1994b. Contaminants in fishes from Great Lakes-influenced sections and above dams of three Michigan rivers. II: Implications for health of mink. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 213-223.

- Grande, M., Andersen, S., Berge, D., 1994. Effects of pesticides on fish. *Norwegian J. Agric. Sci. Suppl.* 13: 195-209.
- Green, N.(1993) The Norwegian Inst.for Water Research, Priv. com.
- Guenzi, W.D. & Beard, W.D., 1968. Anaerobic conversion of DDT to DDD and aerobic stability in soil. *Proc. Soil Sci. Soc. Amer.* 32: 522-534.
- Haiber, G. & Schøler, H.F., 1994. Identification of di-o-Cl-, mono-o-Cl- and non-o-Cl-substituted PCB congeners in Neckar river fish. *Chemosphere* 28: 1913-1919.
- Hargrave, B.T., Harding, G.c., Vass, W.P., Erickson, P.E., Fowler, B.R. & Scott, V., 1992. Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in the Arctic Ocean Food Web. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 22: 41-54.
- Hermanson, M.K., Christensen, E.R., Buser, D.J. & Chen, L.-M., 1991. Polychlorinated biphenyls in dated sediment cores from Green Bay and Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 17: 94-108.
- Hesselberg, R.J., Hickey, J.P., Nortrup, D.A. & Willford, W.A., 1990. Contaminant residues in the bloater (*Coregonus hoyd*) of Lake Michigan, 1969-1986. *J. Great Lakes Res.* 16: 121-129.
- Holden, A.V., 1981. Organochlorines - An overview. *Marine Poll. Bull.* 12: 110 - 115.
- Jansson, B., Andersson, R., Asplund, L., Litzen, K., Nylund, K., Sellstrøm, U., Uvemo, U.-B., Wahlberg, C., Wideqvist, U., Odsjø, T. & Olsson, M., 1993. Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. and Chem.* 12: 1163-1174.
- Jensen, S., 1972. The PCB story. *Ambio* 1: 123-131.
- Kahn, M.M., Brown, D.W., Wigren, C.A., Burrows, D.G., MacLeod, W.D. Jr & Chan, S.-L., 1989. Rapid, automatic methods to analyze for organic contaminants in environmental samples. *OCEANS '89*, 397-401.
- Kidd, K.A., Schindler, D.W., Hesslein, R.H. & Muir, D.C.G., 1995. Correlation between stable nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. *Sci. Total Environ.* 160/161: 381-390.
- Knutzen, J., 1993. NIVA-data, pers. medd.
- Kobayashi, H. & Rittman, B.E., 1982. Microbial removal of hazardous organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 16: 170A-183A.
- Kveseth, N.J., 1981. Residues of DDT in a Contaminated Norwegian Lake Ecosystem. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 397-405.
- Kveseth, N.J. & Brevik, E.M., 1977. The Norwegian part of "The OECD Environm. Committee. Wildlife Sampling and Analysis Programme". Paris.

- Larsson, P., Okla, L. & Collvin, L., 1993. Reproductive status and lipid content as factors in PCB, DDT and HCH contamination of a population of Pike (*Esox Lucius* L.). Environm. Toxicol. and Chem. 12: 855-861.
- Lunde, G., 1980. Determination of PCB and DDE in Norwegian fresh water fish. SI/SNSF-project, IR 58/80. ISBN 82-90153-89-9.
- MacDonald, C.R. & Metcalfe, C.D., 1991. Concentration and distribution of PCB congeners in isolated Ontario Lakes contaminated by atmospheric deposition. Can. J. Fish Aquat. Sci. 48: 371-381.
- Martinsen, K., Kringstad, A., Drangsholt, H., Tveten, G., Berg, N., Øfsti, T., Ramdahl, T., Gjøs, N. Carlberg, G.E., Riise, J., 1982. Kartlegging av organiske mikroforurensninger i vann, sedimenter, nedbør og fisk fra Tyrifjord-området. SI Fagrapport nr. 18, Rapport/oppdrag nr. 790701, ISBN 82-7267-492-0.
- Moilanen, R., Pyysalo, H., Wickstøm, K. & Linko, R., 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. Koslowski, S.E., Metcalfe, C.D., Lazer, R. & Haffner, G.D., 1994. The distribution of 42 PCBs, including three coplanar congeners, in the food web of the Western Basin of Lake Erie. J. Toxicol. 29: 334-340.
- Mower, J., Åswald, K., Burgermeister, G., Machado, L. & Tarradellas, J., 1982. PCB in a Lake Geneva ecosystem. Ambio 11: 355-358.
- Noren, K. & Rosen, G., 1976. Levels of organochlorine pesticides and PCB in fish from Swedish waters. Vår føda 28: Suppl.1: 2-49.
- Norstrom, R.J., Muir, D.C.G., 1988. Long-range transport of organochlorines in the arctic and sub-arctic: evidence from analysis of marine mammals and fish. NW (ed.) Proc. 2nd World Conf. Large Lakes, Lewis Publ. Chelsea, MI. pp 83-112.
- Nylund, K., Asplund, L., Jansson, B., Jonsson, P., Lizen, K. & Sellsrøm, U., 1992. Analysis of some polychlorinated organic pollutants in sediment and sewage sludge. Chemosphere 24: 1721-1730.
- Oehme, M., Manø, S., Brevik E.M. & Knutzen, K., 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. Fres. Z. Anal. Chem. 335: 987-997.
- Oliver, B.G., 1984. Uptake of Chlorinated Organics from Anthropogenically Contaminated Sediments of Oligochaete Worms. Can. J. Fish Aquat. Sci. 41: 878-883.
- Olsson, M., Jensen, S. & Reutergård, L., 1978. Seasonal variation of PCB levels in fish. An important factor in planning aquatic monitoring programs. Ambio 7: 66-69.
- Olsson, M., Reutergårdh, L., 1986. DDT and PCB Pollution Trends in the Swedish Aquatic Environment. Ambio 15: 103-109.

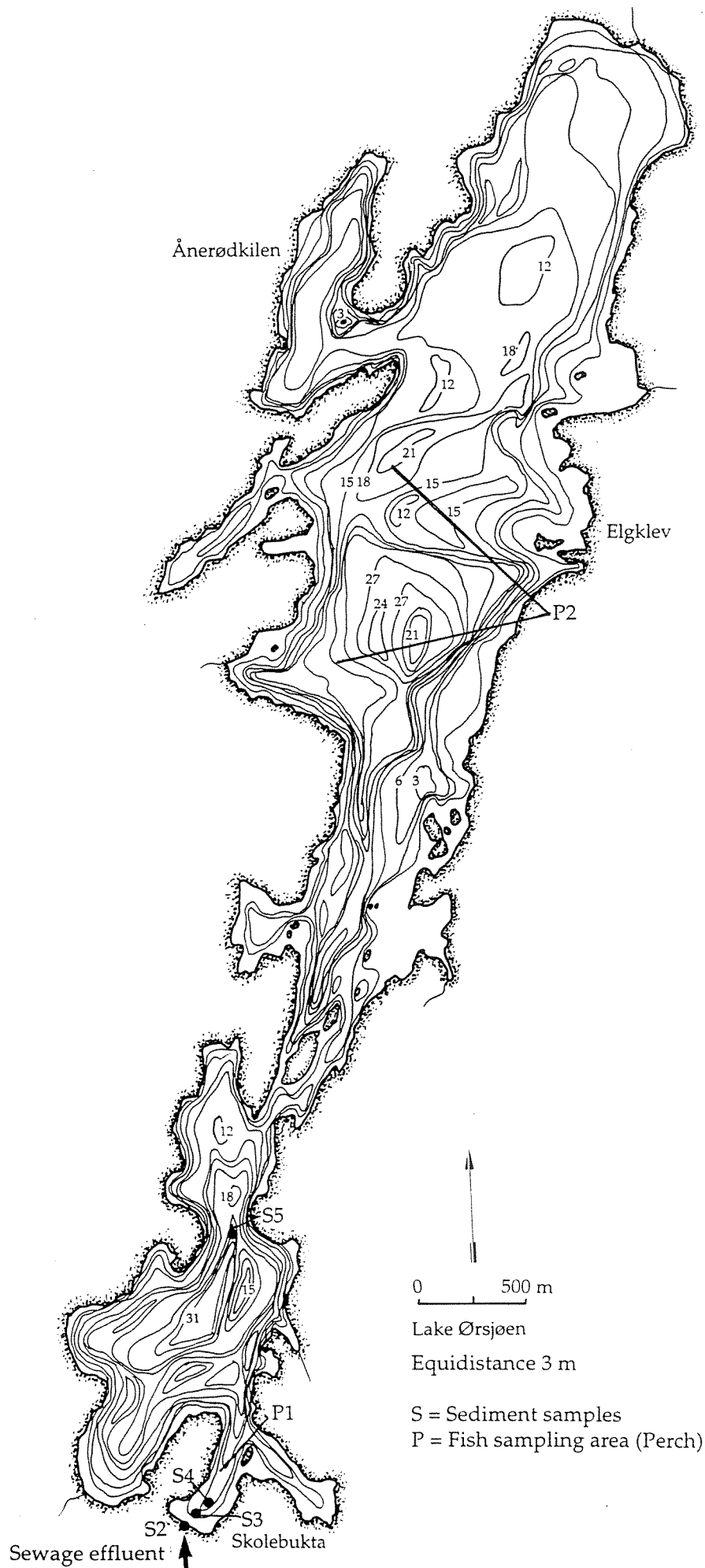
- Paasivirta, J. & Linko, R., 1980. Environmental toxins in Finnish wildlife. A study on time trends of residue contents in fish during 1973-1978. *Chemosphere* 9: 643-661.
- Paasivirta, J., Särkkä, J., Aho, M., Surma-Aho, K., Tarhanen, J. & Roos, A., 1981. Recent trends of biocides in pike of the Lake Päijänne. *Chemosphere* 10: 405-414.
- Pyysalo, H., Wickstrøm, K. & Litmanen, R., 1983. A baseline study on the concentration of chlordane-, PCB- and DDT-compounds in Finnish fish samples in the year 1982. *Chemosphere* 12: 837-842.
- Pyysalo, H., Wickstrøm, K., Litmanen, R., Lindstrøm Seppä, P., Koivusaari, U. & Hänninen, O., 1981. Contents of chlorine-, PCB- and DDT-compounds and the biotransformation capacity of fishes in the lake of Eastern Finland. *Chemosphere* 10: 865-976.
- Rognerud, S., 1995. Forurensede sedimenter i innsjøer og elver, NIVA-rapport under utarbeidelse.
- Sakshaug, J., Sundby, R., 1967. Organochlorine Pesticide Residues in Terrestrial and Aquatic Wildlife. OECD Preliminary Study 1966-67. Report from Norway, Taymouth Castle meeting Sept. 1967.
- Sætre, T. & Brevik, E.M., 1993. Cleanup of sediment extracts by HPLC/GPC for OC and PAH analysis. 5th Nordic Symposium on Organic Pollutants, Abstract, pp 78, Ed.: J. Skramstad, Dep. of Chemistry, University of Oslo. ISBN 82-992954-0-8.
- Scharenberg, W., Gramann, P. & Pfeiffer, W.H., 1994. Bioaccumulation of heavy metals and organochlorines in a lake ecosystem with special reference to bream (*Abramis brama* L.). *Sci. Tot. Environ.* 155: 187-197.
- Schwienig, S., Schmidt, B. & Schuphan, I., 1993. Analysis of water, sediment and fish to detect contaminations with polychlorinated biphenyls (PCB) in the profile of the River Inde. *Vom Wasser* 80: 123-135.
- Skåre, J.U., Stenersen, J., Kveseth, N.J. & Polder, A., 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.
- Stechert, J. & Jantz, A., 1983. Zum Vorkommen von DDT und polychlorierten Biphenyle (PCB) in Fischen aus des Bezirkes Schwerin. *Acta. Hydrochem. et Hydrobiol.* 5: m559-567.
- Swackhamer, D.L. & Armstrong, D.E., 1988. Horizontal and vertical distribution of PCBs in Southern Lake Michigan sediments and the effect of Waukegan Harbor as a point source. *J. Great Lakes Res.* 14: 277-290.
- Thomas, R.L., 1983. Lake Ontario sediments as indicators of the Niagara River as a primary source of contaminants. *J. Great Lakes Res.* 9: 118-124.
- van der Oost, R., van Gastel, L., Worst, D., Hanraads, M., Satumalay, K., van Schooten, F.-J., Heida, H. & Vermeulen, P.E., 1994. Biochemical markers in federal roach (*Rutilus rutilus*) in relation to the bioaccumulation of organic trace pollutants. *Chemosphere* 29: 801-817.



Vøllestad, A., 1987. Fiskeribiologiske undersøkelser i Ørsjøen, Halden, før kalking i 1986. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 5/1987, 10 s.

# **VEDLEGG 1**

## **Dybdekart over Ørsjøen**



(lib) O-94038

## **VEDLEGG 2**

### **Prøvetakingsrapport**

**Rapport fra prøvetakingstur, Ørsjøen, Prestebakke planteskole. 21. juni 1994.**

Deltakere: NIVA: EMB; JOK, GRA. Fisker/lokalkjentmann: Bjørn Fremmegård

**Prøvetaking av sedimenter.**

Prøveserier ble tatt i området ut fra gammelt kloakkutslitt til Sagbukta, nå kalt Skolebukta, beliggende rett ned for Prestebakke planteskole.

- #1. **S 1.** Første prøvested var tenkt å ligge 1 m fra det gamle kloakkutslippet til Planteskolen. På grunn av lav vannstand lå dette utslippspunktet nå tørt ca 6 m fra åpent vann. Det ble besluttet ikke å ta prøver fra dette området.
- #2 **S2.** Andre prøvested lå i stort/moseområde helt ned til vannkanten. Vegetasjon ble fjernet og sedimentprøver tatt av det øverste sedimentlaget. 0-2 cm .  
Prøve mrk: S 2.1, S 2.2, S 2.3 Alle blandprøver av sedimenter tatt hhv 3.5 og 4 m fra kloakkutløpet.
- #3 **S 3.** Prøvene tatt 50 m fra kloakkutslipp og med 50 m mellomrom på tvers av bukta. Dybde 2.5 m  
På grunn av tett bunnvegetasjon var det kun mulig å få tatt to prøver fra dette området.  
Prøve mrk: S 3.1: midt og S 3.2 syd i bukta.  
Prøve mrk. S 3.1.1: snitt 0-2 cm  
Prøve mrk. S 3.1.2: snitt 2-4 cm  
Prøve mrk. S 3.1.3: snitt 10-12 cm  
Prøve mrk. S 3.2: snitt 0-2 cm.
- #4 **S 4.** Prøver tatt 100 m fra kloakkutslipp og med 50 meters mellomrom på tvers av bukta. Vanndybde: 4 m .  
Prøve mrk. S 4.1: midt i bukta, S 4.2: syd og S 4.3 nord i bukta. Gode sedimentkjerner.  
Prøve mrk. S 4.1: snitt 0-2 cm  
Prøve mrk. S 4.2.1: snitt 0-2 cm  
Prøve mrk. S 4.2.2: snitt 2-4 cm  
Prøve mrk. S 4.2.3: snitt 10 - 12 cm  
Prøve mrk. S 4.3: snitt 0-2 cm
- #5 **S 5.** Prøver tatt 1500 m fra Skolebukta, men i det nærmets dype område til Skolebukta. Dette området er det dypeste i hele sjøen. Dybde 28 - 29 m.  
Prøvene merket S 5.1 ble tatt midt i sjøen. (Sjøen var ca. 200 m bred på dette punktet og det lå mellom to odder i sjøen og Prestebakke kunne sees fra prøvetakingsstedet.)  
Det ble tatt sedimentprofil.  
Prøve mrk. S 5.1.1 : 0-2-cm  
Prøve mrk S 5.1.2: 2- 4 cm  
Prøve mrk S.5.1.3: 7-9 cm  
Prøve mrk S 5.1.4 : 10 - 12cm  
Prøve merket S 5.2. ble tatt 50 m syd for S 5.1 og nærmere land. Dybde 29 m.  
Prøve mrk S 5.2 , snitt 0-2 cm

## **VEDLEGG 3**

**Nivåer av klororganiske forbindelser i fiskeprøver  
fra Ørsjøen (HRGC-metoden)**



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : 94038  
 Prøver mottatt : 17.08.94  
 Lab.kode : EEN6-10  
 Jobb.nr. : 94/147  
 Prøvetype : Bio.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 7.11.94  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1:Skolebukta,Abborlever,1A  
 2:Skolebukta,Abborlever,2A  
 3:Skolebukta,Abborlever,3A  
 4:Skolebukta,Abborlever,4A  
 5:Skolebukta,Abborlever,5A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
a-HCH	0.5	<0.5	<0.5	0.5	1.2
HCB	0.9	1.2	0.9	0.8	1.5
g-HCH	1.2	1.1	0.9	1.2	1.9
PCB 28	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 52	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	0.9	4.1	1.5	1.2	3.4
p, p-DDE	80	244	70	69	181
PCB 118	1	2.9	0.9	0.9	2.1
p, p-DDD	66	87	52	60	103
PCB 153	3.4	8.3	2.1	2.2	5.4
PCB 105	<0.5	1.2	<0.5	<0.5	0.8
PCB 138	3	6.7	1.9	2.2	4.9
PCB 156	<0.5	1	<0.5	<0.5	0.7
PCB 180	Mask	Mask	Mask	Mask	2.8
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
p, p-DDT	8.6	36	5.8	20	2.8
-----					
SUM PCB	8.3	24.2	6.4	6.5	20.1
SUM SEVEN DUTCH PCB	8.3	22	6.4	6.5	18.6
%Fett	3.7	2.65	1.55	3.79	5.72
%Tørrstoff					

\*Tørrstoff er ikke analysert, det var for lite materiale.



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : 94038  
 Prøver mottatt : 17.08.94  
 Lab.kode : EEN16-20  
 Jobb.nr. : 94/147  
 Prøvetype : Bio.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 7.11.94  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1:N.Ørsjøen,Abborlever,11A  
 2:N.Ørsjøen,Abborlever,12A  
 3:N.Ørsjøen,Abborlever,13A

4:N.Ørsjøen,Abborlever,14A  
 5:N.Ørsjøen,Abborlever,15A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
a-HCH	<0.5	0.8	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	0.7	0.7	<0.5	<0.5	<0.5
g-HCH	1.1	1.9	0.9	0.7	1
PCB 28	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 52	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	0.5	0.9	<0.5	<0.5	<0.5
p,p-DDE	9.6	37.9	7.9	6.2	6
PCB 118	0.7	0.8	<0.5	<0.5	<0.5
p,p-DDD	4.7	28.3	3.5	2.9	2.2
PCB 153	2.3	2.2	1.4	1.3	1.1
PCB 105	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 138	1.7	1.8	1.3	1.2	1
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 180	Mask	Mask	Mask	Mask	Mask.
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
p,p-DDT	Mask	7.1	0.7	Mask	1.3
-----					
SUM PCB	5.2	5.7	2.7	2.5	2.1
SUM SEVEN DUTCH PCB	5.2	5.7	2.7	2.5	2.1
%Fett	3.15	3.78	1.94	1.37	0.97
%Tørrstoff					

%Tørrstoff er ikke analysert,det var for lite materiale.





NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : 94038  
 Prøver mottatt : 17.08.94  
 Lab.kode : EEN1-5  
 Jobb.nr. : 94/147  
 Prøvetype : Bio.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 7.11.94  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1:Skolebukta,Abborfilet,1A  
 2:Skolebukta,Abborfilet,2A  
 3:Skolebukta,Abborfilet,3A  
 4:Skolebukta,Abborfilet,4A  
 5:Skolebukta,Abborfilet,5A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5
5-CB	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
a-HCH	0.03	0.02	0.03	0.03	0.03
HCB	0.03	0.03	0.04	0.03	0.03
g-HCH	0.08	0.07	0.08	0.08	0.09
PCB 28	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
PCB 52	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
OCS	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
PCB 101	0.04	0.11	0.06	0.04	0.05
p,p-DDE	1.66	5.26	2.56	1.53	1.81
PCB 118	0.02	0.07	0.03	0.02	0.02
p,p-DDD	1.17	2.43	1.4	1.14	1.26
PCB 153	0.06	0.17	0.07	0.05	0.05
PCB 105	<0.02	0.03	<0.02	<0.02	<0.02
PCB 138	Mask.	Mask	Mask	Mask	Mask.
PCB 156	<0.02	0.03	<0.02	<0.02	<0.02
PCB 180	0.04	0.11	0.04	0.03	0.03
PCB 209	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
p,p-DDT	1.27	1.55	0.91	1.4	0.64
SUM PCB	0.16	0.52	0.2	0.14	0.15
SUM SEVEN DUTCH PCB	0.16	0.46	0.2	0.14	0.15
%Fett	0.06	0.03	0.05	0.05	0.05
%Tørrstoff	19.2	18.7	19.8	20.2	19.9



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : 94038  
 Prøver mottatt : 17.08.94  
 Lab.kode : EEN11-15  
 Jobb.nr. : 94/147  
 Prøvetype : Bio.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 7.11.94  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1:N.Ørsjøen,Abborfilet,11A  
 2:N.Ørsjøen,Abborfilet,12A  
 3:N.Ørsjøen,Abborfilet,13A  
 4:N.Ørsjøen,Abborfilet,14A  
 5:N.Ørsjøen,Abborfilet,15A

Parameter/prøve	1	2	3	4	5
5-CB	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
a-HCH	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
HCB	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02
g-HCH	0.11	0.09	0.1	0.09	0.09
PCB 28	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
PCB 52	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
OCS	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
PCB 101	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02
p,p-DDE	0.33	1.12	0.47	0.5	0.24
PCB 118	0.03	0.02	0.03	0.04	0.02
p,p-DDD	0.13	0.79	0.16	0.17	0.07
PCB 153	0.09	0.05	0.09	0.13	0.05
PCB 105	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
PCB 138	0.07	Mask	0.08	0.11	0.04
PCB 156	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	<0.02
PCB 180	0.06	0.03	0.05	0.08	0.03
PCB 209	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
p,p-DDT	0.09	0.81	0.22	0.19	0.07
SUM PCB	0.28	0.13	0.28	0.41	0.16
SUM SEVEN DUTCH PCB	0.28	0.13	0.28	0.39	0.16
%Fett	0.05	0.09	0.07	0.08	0.06
%Tørrstoff	19.7	20.7	21.4	19	20.2



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : 94038  
 Prøver mottatt : 17.08.94  
 Lab.kode : EEN26-30  
 Jobb.nr. : 94/147  
 Prøvetype : Bio.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 7.11.94  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1:Ørsjøen, Gjeddelever, 21A  
 2:Ørsjøen, Gjeddelever, 22A  
 3:Ørsjøen, Gjeddelever, 23A  
 4:Ørsjøen, Gjeddelever, 24A  
 5:Ørsjøen, Gjeddelever, 25A  
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	
a-HCH	<0.5	2.5	1.8	4.2	1.2	
HCB	<0.5	3.1	2.3	3.8	2.9	
g-HCH	0.6	3.7	2.8	6.1	2.1	
PCB 28	<0.5	1.1	0.7	1.2	0.5	
PCB 52	0.5	1.8	1.3	1.9	1.2	
OCS	<0.5	1.3	1.2	1.5	0.8	
PCB 101	2.8	16.7	8.8	12.5	20.1	
p,p-DDE	58.8	242	99.3	115	516	
PCB 118	2.9	19.8	7.8	11.9	14	
p,p-DDD	34	78.9	45.9	39	245	
PCB 153	13	72.2	32.5	45.4	25	
PCB 105	1	4.6	2.2	3.5	4.2	
PCB 138	8.5	46.3	19.6	29.9	Mask.	
PCB 156	2.7	9.2	3.9	5.2	4.2	
PCB 180	12.5	42	18.7	21.7	17.8	
PCB 209	0.6	2.8	2	1.8	0.9	
p,p-DDT	20.2	73.3	32.3	27.9	136	
SUM PCB	44.5	216.5	97.5	135	87.9	
SUM SEVEN DUTCH PCB	40.2	199.9	89.4	124.5	78.6	
%Fett	2.14	9.86	7.2	12.2	5.52	
%Tørrstoff	17.2	29.7	24.1	31.7	25.5	



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : 94038  
 Prøver mottatt : 17.08.94  
 Lab.kode : EEN21-25  
 Jobb.nr. : 94/147  
 Prøvetype : Bio.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 7.11.94  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1:Ørsjøen, Gjeddefilet, 21A  
 2:Ørsjøen, Gjeddefilet, 22A  
 3:Ørsjøen, Gjeddefilet, 23A  
 4:Ørsjøen, Gjeddefilet, 24A  
 5:Ørsjøen, Gjeddefilet, 25A  
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	
a-HCH	0.05	0.03	0.05	0.05	0.03	
HCB	0.08	0.05	0.05	0.09	0.07	
g-HCH	0.11	0.07	0.05	0.13	0.11	
PCB 28	<0.02	<0.02	<0.02	<0.01	<0.02	
PCB 52	0.03	<0.02	0.02	0.02	0.02	
OCS	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	
PCB 101	0.17	0.08	0.07	0.08	0.22	
p,p-DDE	2.47	2.12	1.42	1.56	9.68	
PCB 118	0.14	0.1	0.07	0.09	0.09	
p,p-DDD	1.38	0.71	0.78	0.66	4.09	
PCB 153	0.49	0.29	0.2	0.24	0.19	
PCB 105	0.06	0.04	0.03	0.04	0.05	
PCB 138	0.3	Mask	0.17	0.23	Mask.	
PCB 156	0.08	0.05	0.03	0.05	0.04	
PCB 180	0.32	0.21	0.13	0.16	0.13	
PCB 209	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	
p,p-DDT	1.45	0.67	1.19	0.97	4.52	
SUM PCB	1.59	0.77	0.72	0.91	0.74	
SUM SEVEN DUTCH PCB	1.45	0.68	0.66	0.82	0.65	
%Fett	0.09	0.07	0.07	0.13	0.11	
%Tørrstoff	19.1	20.8	20.5	21.3	21.1	



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : E-94427  
 Prøver mottatt : 17.08.94  
 Lab.kode : EEN31-32  
 Jobb.nr. : 94/147  
 Prøvetype : Bio.mat.  
 Kons. i : Ug/kg våtvekt  
 Dato : 2.01.95  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: 26A,Lågåsild-filet 4:  
 2: 27A,Lågåsild-filet 5:  
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.02				
a-HCH	0.3	0.2				
HCB	0.6	0.2				
g-HCH	0.9	0.3				
PCB 28	0.2	0.03				
PCB 52	0.6	0.08				
OCS	0.2	0.04				
PCB 101	2.7	0.51				
p,p-DDE	30.7	7.76				
PCB 118	3.1	0.36				
p,p-DDD	7.6	5.86				
PCB 153	7.6	1.09				
PCB 105	1.4	Mask.				
PCB 138	Mask	Mask.				
PCB 156	1	0.14				
PCB 180	4.3	0.63				
PCB 209	<0.2	0.04				
p,p-DDT	14.6	14.35				
-----						
SUM PCB	20.9	2.88	0	0	0	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	18.5	2.7	0	0	0	0
%Fett	0.12	0.53				
%Tørrstoff	-	21.4				

## **VEDLEGG 4**

**Nivåer av klororganiske forbindelser i sedimentprøver  
fra Ørsjøen (HRGC-metoden)**



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : 94038  
 Prøver mottatt : 23.06.94  
 Lab.kode : DLU1-6  
 Jobb.nr. : 94/124  
 Prøvetype : Sed.  
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt  
 Dato : 18.10.94  
 Analytiker : EMB

1: DLU1, St.2.1, 0-2cm  
 2: DLU2, St.3.1.1, 0-2cm  
 3: DLU3, St.3.1.2, 2-4cm  
 4: DLU4, St.4.2.1, 0-2cm  
 5: DLU5, St.4.2.2, 2-4cm  
 6: DLU6, St.5.1.1, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	10	3	2	2	1	2
a-HCH	4	<1	<1	<1	<1	<1
HCB	29	3	2	2	1	3
g-HCH	312	6	7	1	2	s.6
PCB 28	<4	1	<1	<1	<1	<1
PCB 52	<4	1	<1	<1	<1	<1
OCS	<4	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 101	Mask.	Mask	Mask	Mask	Mask	Mask.
p,p-DDE	13429	847	1649	317	75	79
PCB 118	Mask.	Mask	Mask	2	3	2
p,p-DDD	72342	214	435	80	25	60
PCB 153	26	2	2	1	1	3
PCB 105	Mask.	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 138	16	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 156	<4	<1	<1	<1	<1	1
PCB 180	24	1	<1	1	1	4
PCB 209	<4	<1	<1	1	<1	5
p,p-DDT	98018	316	102	114	119	187
SUM PCB	66	5	2	5	5	15
SUM SEVEN DUTCH PCB	66	5	2	4	5	9
%Fett						
%Tørrstoff	15.1	12.6	11.8	21.5	22.7	17.8

s.= suspekt verdi



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : 94038  
 Prøver mottatt : 23.06.94  
 Lab.kode : DLU7  
 Jobb.nr. : 94/124  
 Prøvetype : Sed.  
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt  
 Dato : 18.10.94  
 Analytiker : EMB

1: DLU7, St.5.1.2, 2-4cm  
 2:  
 3: 4:  
 5:  
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	2					
a-HCH	<1					
HCB	2					
g-HCH	<1					
PCB 28	<1					
PCB 52	<1					
OCS	<1					
PCB 101	Mask.					
p,p-DDE	40					
PCB 118	1					
p,p-DDD	29					
PCB 153	1					
PCB 105	<1					
PCB 138	<1					
PCB 156	<1					
PCB 180	1					
PCB 209	4					
p,p-DDT	37					
-----						
SUM PCB	7					
SUM SEVEN DUTCH PCB	3					
%Fett						
%Tørrstoff	24					





NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : ØRSJØEN  
 Oppdragsnr. : E-91452  
 Prøver mottatt : 23.06.94  
 Lab.kode : FGM1-6  
 Jobb.nr. : 94/184  
 Prøvetype : Sediment  
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt  
 Dato : 3.01.95  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: FGM1, S.3.1.3, 10-12cm  
 2: FGM2, S.3.2, 0-2cm  
 3: FGM3, S.4.2.3, 10-12cm  
 4: FGM4, S.5.1.3, 7-9cm  
 5: FGM5, S.5.1.4, 10-12cm  
 6: FGM6, S.5.2, 0-2cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.3	0.4	0.3	0.3	0.3	1.5
a-HCH	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.2
HCB	0.9	1.1	1	1	0.9	3.2
g-HCH	<0.2	0.4	<0.2	<0.2	<0.2	0.3
PCB 28	0.2	0.4	0.3	0.2	<0.2	0.4
PCB 52	0.2	0.4	0.4	0.3	<0.2	0.5
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 101	1.4	11.8	0.3	0.2	<0.2	1.3
p,p-DDE	29.5	233	0.3	0.2	<0.2	46.6
PCB 118	<0.2	1.7	<0.2	<0.2	<0.2	1.2
p,p-DDD	9.2	68.3	<0.2	<0.2	<0.2	8.6
PCB 153	<0.2	0.7	<0.2	<0.2	<0.2	3
PCB 105	<0.2	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 138	Mask	Mask	<0.2	<0.2	<0.2	Mask.
PCB 156	<0.2	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.9
PCB 180	<0.2	0.6	<0.2	<0.2	<0.2	3.9
PCB 209	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	3.7
p,p-DDT	3.2	18.7	<0.2	<0.2	<0.2	23
-----						
SUM PCB	1.8	16.1	1	0.7	0	14.9
SUM SEVEN DUTCH PCB	1.8	15.6	1	0.7	0	10.3
%Fett						
%Tørrstoff						

## **VEDLEGG 5**

**Nivåer av klororganiske forbindelser i sediment- og fiskeprøver  
fra Ørsjøen (GC-metoden)**

<u>Undersøkelse av gjedde (filet og lever) og åbbor (filet) på pestisider, 1994.</u>													
Prosjekt: nr. 101197/730 "Nedbryting i et ferskvann-økosystem".													
samarbeid NIVA/ NVH, Brevik, Skaare, Polder.													
Resultatene er angitt i ppb (ug/kg) på våtvekt og fettvekt.													
Komponenter som er under deteksjonsgrense er angitt med 0.													
Dersom en komponent er defektert men er under kvantifiseringsgrense, angis den halve av denne som verdi.													
Prøvene er opparbeidet etter en metode som ble brukt på pestsidlab. i 1980,													
og inkluderer fettopptrengning med konsentrert svovelsyre.													
De er analysert på pakket kolonne. PCB er regnet ut mot en Aroclor 1260 standard.													
Prøvetype:													
Organ:	Gjedde filet												
Område:	Ørsjøen												
Deres nr.:	Vårt nr.:	Fett %	pp-DDE ppb-w	op-DDD ppb-w	op-DDT ppb-w	pp-DDD ppb-w	pp-DDT ppb-w	sum-DDT ppb-w	125 ppb-w	146 ppb-w	160 ppb-w	174 ppb-w	Aroclor 1260 sum-PCB ppb-w
EEN-21	1184	1,21	0,0	0	0	0	0	0,0	0	0	0	0	0
EEN-22	1185	0,89	2,5	0	0	0	0	2,7	0	0	0	0	0
EEN-23	1186	0,90	1,3	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	0
EEN-24	1187	0,81	3,3	0	0	0	0	3,7	0	0	0	0	0
EEN-25	1188	3,31	11,7	0	0	0	0	13,0	0	0	0	0	0
	<b>AVG</b>	<b>1,42</b>	<b>3,8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4,2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
	<b>STD</b>	<b>1,07</b>	<b>4,6</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5,1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Deres nr.:	Vårt nr.:	Fett %	pp-DDE ppb-fv	op-DDD ppb-fv	op-DDT ppb-fv	pp-DDD ppb-fv	pp-DDT ppb-fv	sum-DDT ppb-fv	125 ppb-fv	146 ppb-fv	160 ppb-fv	174 ppb-fv	Aroclor 1260 sum-PCB ppb-fv
EEN-21	1184	1,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EEN-22	1185	0,89	280	0	0	0	0	311	0	0	0	0	0
EEN-23	1186	0,90	139	0	0	0	0	154	0	0	0	0	0
EEN-24	1187	0,81	412	0	0	0	0	457	0	0	0	0	0
EEN-25	1188	3,31	353	0	0	0	0	392	0	0	0	0	0
	<b>AVG</b>	<b>1,42</b>	<b>236,80</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>262,80</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	<b>STD</b>	<b>1,07</b>	<b>167,11</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>185,49</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>

<b>Undersøkelse av gjedde (filet og lever) og abbor (filet) på pestisider, 1994.</b>														
Prosjekt: nr. 101197/730 "Nedbryting i et ferskvann-økosystem".														
samarbeid NIVA/ NVH, Brevik, Skaare, Polder.														
Resultatene er angitt i ppb (ug/kg) på våtvekt og fettvekt.														
Komponenter som er under deteksjonsgrense er angitt med 0.														
Dersom en komponent er defektert men er under kvantifiseringsgrense, angis den halve av denne som verdi.														
Prøvene er opparbeidet etter en metode som ble brukt på pestisidlab. i 1980,														
og inkluderer fettopptrengning med konsentrert svovelsyre.														
De er analysert på pakket kolonne. PCB er regnet ut mot en Aroclor 1260 standard.														
<b>Prøvetype:</b>														
<b>Organ:</b>														
<b>Område:</b>														
<b>Deres nr.:</b>	<b>Vårt nr.:</b>	<b>Fett %</b>	<b>pp-DDE</b>	<b>op-DDD</b>	<b>op-DDD</b>	<b>op-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>
			ppb-vv	ppb-vv	ppb-vv	ppb-vv	ppb-vv	ppb-vv	ppb-vv	ppb-vv	ppb-vv	ppb-w	ppb-w	ppb-w
EEN-26	1189	1,75	23	0	7	10	10	10	54	0	11	146	160	174
EEN-27	1190	9,06	245	0	52	180	180	303	79	102	102	16	60	257
EEN-28	1191	6,49	124	0	22	42	95	300	31	125	8	30	30	194
EEN-29	1192	12,11	155	0	30	42	76	323	47	80	16	50	50	193
EEN-30	1193	5,41	421	0	52	283	501	1334	31	45	0	20	20	96
<b>AVG</b>		<b>6,96</b>	<b>194</b>	<b>0</b>	<b>33</b>	<b>89</b>	<b>172</b>	<b>463</b>	<b>38</b>	<b>73</b>	<b>8</b>	<b>34</b>	<b>34</b>	<b>152</b>
<b>STD</b>		<b>3,90</b>	<b>150</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>110</b>	<b>193</b>	<b>499</b>	<b>29</b>	<b>45</b>	<b>8</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>93</b>
<b>Deres nr.:</b>	<b>Vårt nr.:</b>	<b>Fett %</b>	<b>pp-DDE</b>	<b>op-DDD</b>	<b>op-DDD</b>	<b>op-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>	<b>pp-DDD</b>
			ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv	ppb-fv
EEN-21	1184	1,75	1314	0	400	571	571	3086	0	629	0	571	1200	
EEN-22	1185	9,06	2704	0	574	1987	1987	3344	872	1126	177	662	2837	
EEN-23	1186	6,49	1911	0	339	647	1464	4622	478	1926	123	462	2989	
EEN-24	1187	12,11	1280	0	248	347	628	2667	388	661	132	413	1594	
EEN-25	1188	5,41	7782	0	961	5231	9261	24658	573	832	0	370	1774	
<b>AVG</b>		<b>6,96</b>	<b>2998</b>	<b>0</b>	<b>504</b>	<b>1512</b>	<b>2782</b>	<b>7676</b>	<b>462</b>	<b>1035</b>	<b>86</b>	<b>496</b>	<b>2079</b>	
<b>STD</b>		<b>3,90</b>	<b>2736</b>	<b>0</b>	<b>282</b>	<b>2085</b>	<b>3670</b>	<b>9521</b>	<b>316</b>	<b>536</b>	<b>81</b>	<b>120</b>	<b>791</b>	



<b>Undersøkelse av gjedde (filet og lever) og abbor (filet) på pestisider, 1994.</b>															
<b>Prosjekt: nr. 101197/730 "Nedbryting i et ferskvann-økosystem".</b>															
<b>samarbeid NIVA/ NVH, Brevik, Skaare, Polder.</b>															
<b>Resultatene er angitt i ppb (ug/kg) på våtvekt og fettvekt.</b>															
<b>Komponenter som er under defeksjonsgrense er angitt med 0.</b>															
<b>Dersom en komponent er defektert men er under kvantifiseringsgrense, angis den halve av denne som verdi.</b>															
<b>Prøvene er opparbeidet etter en metode som ble brukt på pestisidlab. i 1980,</b>															
<b>og inkluderer fettopprensing med konsentrert svovelsyre.</b>															
<b>De er analysert på pakket kolonne. PCB er regnet ut mot en Aroclor 1260 standard.</b>															
Prøvetype:															
Organ:	Abbor														
Område:	filet														
	Nordre-														
	Ørsjøen														
Deres nr.:	Vårt nr.:	Fett %	pp-DDE ppb-w	op-DDD ppb-w	op-DDT ppb-w	pp-DDD ppb-w	pp-DDT ppb-w	pp-DDD ppb-w	pp-DDT ppb-w	sum-DDT ppb-w	125 ppb-w	146 ppb-w	160 ppb-w	174 ppb-w	Aroclor 1260 sum-PCB ppb-w
EEN-11	1179	7,32	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	1,3	0,0	1,2	2,5
EEN-12	1180	7,17	2,9	0,0	0,0	2,2	2,1	7,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,2
EEN-13	1181	6,59	1,7	0,0	0,0	0,7	1,1	3,8	1,8	3,8	1,8	1,3	0,0	1,8	4,9
EEN-14	1182	3,04	1,0	0,0	0,0	0,7	1,1	3,0	1,8	3,0	1,8	1,3	0,0	1,2	4,3
EEN-15	1183	2,66	0,8	0,0	0,0	0,7	0,0	1,7	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	<b>AVG</b>	<b>6,03</b>	<b>1,7</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,9</b>	<b>1,1</b>	<b>4,0</b>	<b>0,9</b>	<b>4,0</b>	<b>0,9</b>	<b>1,0</b>	<b>0,0</b>	<b>1,4</b>	<b>3,2</b>
	<b>STD</b>	<b>2,02</b>	<b>0,9</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,9</b>	<b>0,9</b>	<b>2,7</b>	<b>1,0</b>	<b>2,7</b>	<b>1,0</b>	<b>0,7</b>	<b>0,0</b>	<b>0,3</b>	<b>1,7</b>
Deres nr.:	Vårt nr.:	Fett %	pp-DDE ppb-fv	op-DDD ppb-fv	op-DDT ppb-fv	pp-DDD ppb-fv	pp-DDT ppb-fv	pp-DDD ppb-fv	pp-DDT ppb-fv	sum-DDT ppb-fv	125 ppb-fv	146 ppb-fv	160 ppb-fv	174 ppb-fv	Aroclor 1260 sum-PCB ppb-fv
EEN-11	1179	7,32	16	0	0	0	0	0	0	19	0	18	0	16	34
EEN-12	1180	7,17	40	0	0	31	29	109	0	109	0	0	0	17	17
EEN-13	1181	6,59	26	0	0	11	17	58	27	58	27	20	0	27	74
EEN-14	1182	3,04	33	0	0	23	36	99	59	99	59	43	0	39	141
EEN-15	1183	2,66	30	0	0	26	0	64	0	64	0	0	0	0	0
	<b>AVG</b>	<b>6,03</b>	<b>29</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>71</b>	<b>22</b>	<b>71</b>	<b>22</b>	<b>20</b>	<b>0</b>	<b>25</b>	<b>67</b>
	<b>STD</b>	<b>2,02</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>41</b>	<b>28</b>	<b>41</b>	<b>28</b>	<b>18</b>	<b>0</b>	<b>11</b>	<b>55</b>

Sedimentundersøkelse , 1994.										
Prosjekt: nr. 101197/730 " Nedbryting av DDT i et ferskvann-økosystem".										
Samarbeid NIVA/ NVH, Brevik, Skaare,Polder.										
Resultatene er angitt i ppm (mg/kg) på tørrstoff.										
Komponenter som er under deteksjonsgrense er angitt med N.D.										
Dersom en komponent er detektert , men er under kvantifiseringsgrensen, angis HALVE DENNE som verdi.										
Prøvene er opparbeidet etter en metode som ble brukt på pestisidlab. i 1980.										
De er syrebehandlet og ekstraktet er behandlet med kobberpulver mot svovelforstyrrelser.										
De er analysert på en pakket kolonne. PCB er regnet ut mot en Aroclor 1260 standard.										
Prøvetype:					sediment		sediment			
Deres nr.:					DLU-1		DLU-2			
Vårt nr.:					1167-1	1167-2	1167	1168-1	1168-2	1168
Komponent	Kvant. grense	Det. grense								
	ppb !!!	ppb !!!								
pp-DDE	0,2	0,4	29,67	28,17	<b>28,92</b>	0,89	1,18	<b>1,04</b>		
op-DDD	1	1,2	69,56	66,34	<b>67,95</b>	0,58	0,28	<b>0,43</b>		
op-DDT	0,6	1,2	34,84	33,11	<b>33,97</b>	0,35	0,23	<b>0,29</b>		
pp-DDD	0,5	1	339,95	334,07	<b>337,01</b>	1,16	0,92	<b>1,04</b>		
pp-DDT	0,7	1,4	350,59	342,59	<b>346,59</b>	1,44	1,09	<b>1,27</b>		
<b>Sum DDT</b>			873,0	851,0	<b>862,0</b>	4,7	4,0	<b>4,4</b>		
PCB-146	1	5	N.D.	N.D.		N.D.	N.D.			
PCB-174	1	5	N.D.	N.D.		N.D.	N.D.			
<b>Sum PCB</b>										
Prøvetype:					sediment		sediment			
Deres nr.:					DLU-3		DLU-4			
Vårt nr.:					1169-1	1169-2	1169	1170-1	1170-2	1170
Komponent	Kvant. grense	Det. grense								
	ppb !!!	ppb !!!								
pp-DDE	0,2	0,4	1,59	1,59	<b>1,59</b>	0,35	0,32	<b>0,34</b>		
op-DDD	1	1,2	0,46	0,49	<b>0,48</b>	0,08	0,08	<b>0,08</b>		
op-DDT	0,6	1,2	0,28	0,30	<b>0,29</b>	0,10	0,08	<b>0,09</b>		
pp-DDD	0,5	1	1,42	1,46	<b>1,44</b>	0,21	0,17	<b>0,19</b>		
pp-DDT	0,7	1,4	1,157	1,181	<b>1,17</b>	0,78	0,49	<b>0,64</b>		
<b>Sum DDT</b>			5,3	5,4	<b>5,4</b>	1,6	1,2	<b>1,4</b>		
PCB-146	1	5	N.D.	N.D.		N.D.	N.D.			
PCB-174	1	5	N.D.	N.D.		N.D.	N.D.			
<b>Sum PCB</b>										

<b>Prøvetype:</b>					<b>sediment</b>			<b>sediment</b>
<b>Deres nr.:</b>					<b>NLU-5</b>			<b>DLU-6</b>
<b>Vårt nr.:</b>			1171-1	1171-2	<b>1171</b>	1172-1	1172-2	<b>1172</b>
<b>Komponent</b>	<b>Kvant. grense</b>	<b>Det. grense</b>						
	<b>ppb !!!</b>	<b>ppb !!!</b>						
pp-DDE	0,2	0,4	0,20	0,20	<b>0,20</b>	0,15	0,21	<b>0,18</b>
op-DDD	1	1,2	0,08	0,08	<b>0,08</b>	0,07	0,11	<b>0,09</b>
op-DDT	0,6	1,2	0,06	0,07	<b>0,06</b>	0,08	0,13	<b>0,10</b>
pp-DDD	0,5	1	0,19	0,19	<b>0,19</b>	0,12	0,19	<b>0,16</b>
pp-DDT	0,7	1,4	0,38	0,37	<b>0,38</b>	0,47	0,70	<b>0,59</b>
<b>Sum DDT</b>			1	1	<b>1,00</b>	0,9	1,4	<b>1,15</b>
	<b>ppb !!!</b>	<b>ppb !!!</b>						
PCB-146	1	5	N.D.	N.D.	N.D.	0,03	0,04	<b>0,04</b>
PCB-174	1	5	N.D.	N.D.	N.D.	0,02	0,03	<b>0,03</b>
<b>Sum PCB</b>						0,06	0,07	<b>0,06</b>
<b>Prøvetype:</b>								<b>sediment</b>
<b>Deres nr.:</b>								<b>DLU-7</b>
<b>Vårt nr.:</b>						1173-1	1173-2	<b>1173</b>
<b>Komponent</b>								
pp-DDE						0,06	0,05	<b>0,05</b>
op-DDD						0,03	0,03	<b>0,03</b>
op-DDT						0,03	0,03	<b>0,03</b>
pp-DDD						0,04	0,03	<b>0,04</b>
pp-DDT						0,13	0,11	<b>0,12</b>
<b>Sum DDT</b>						0,3	0,3	<b>0,30</b>
PCB-146						0,01	N.D.	
PCB-174						0,01	N.D.	
<b>Sum PCB</b>						0,03	N.D.	



## **Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3377-95.

ISBN 82-577-2908-6