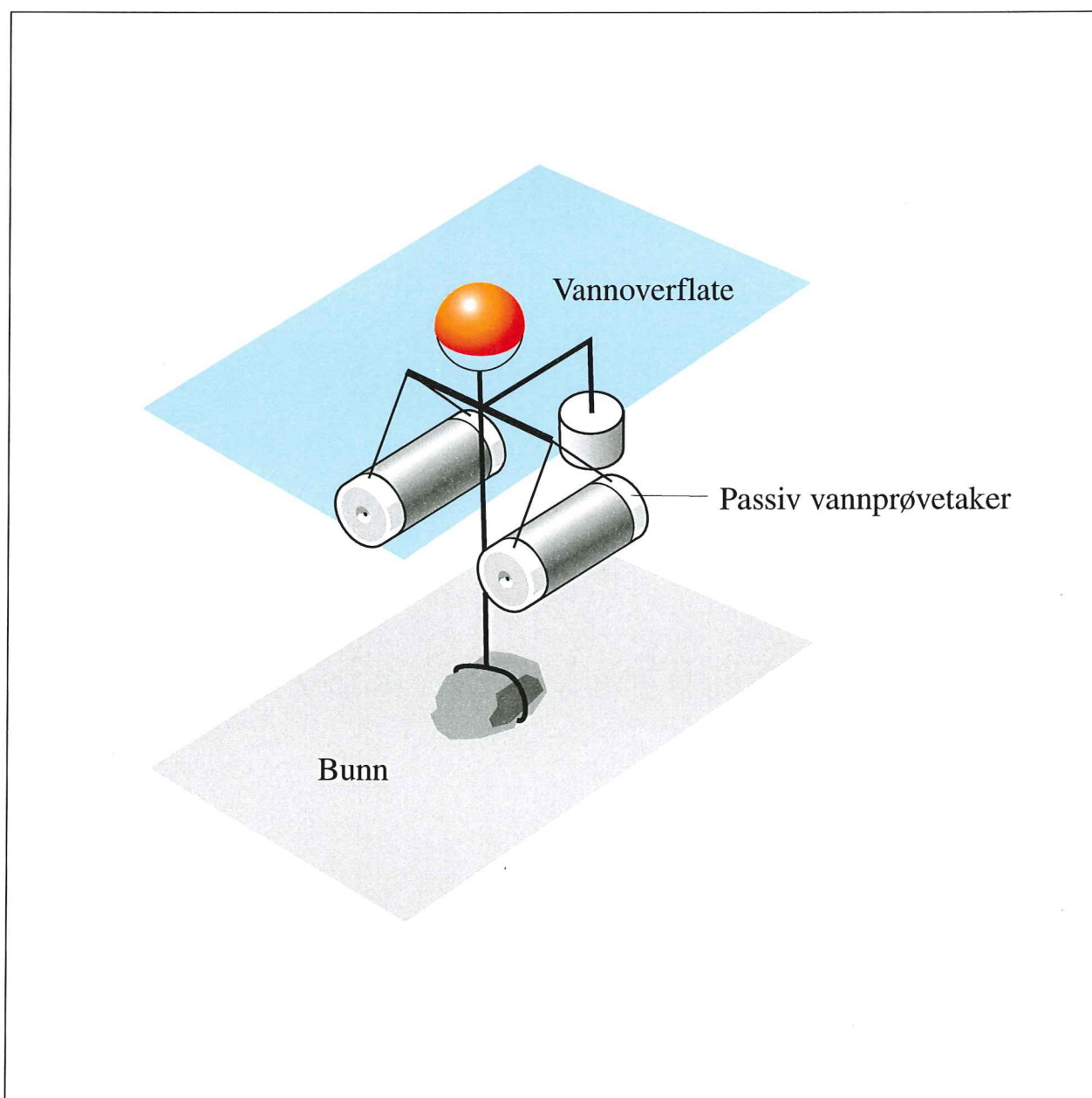


NIVA



RAPPORT LNR 4134-99

Bruk av passive vann- prøvetakere til kartlegging av punktkilder for persistente klorerte miljøgifter med DDT som modellsubstans



Norsk institutt for vannforskning

Hovedkontor
Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen
Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen
Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen
Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

RAPPORT

Tittel Bruk av passive vannprøvetakere til kartlegging av punktkilder for persistente klorerte miljøgifter med DDT som modellsubstans.	Løpenr. (for bestilling) 4134-99	Dato 2001.01.29
	Prosjektnr. O-98045 E-98444	Sider Pris 51
Forfatter(e) Einar M. Brevik Leif Lien Norunn Følsvik Jon Knutzen <i>Bjørg Andresen, IFE</i>	Fagområde Miljøgifter i ferskvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Norges forskningsråd (NFR). Norsk institutt for vannforskning (NIVA).		Oppdragsreferanse 122155/730

Sammendrag

DDT, DDD og DDE ble bestemt i prøver av vann, sedimenter, zoo-plankton, andemusling, fisk (abbor, gjedde, ål, lagesild) og i SPMD (semipermeable passive vannprøvetakere) fra Ørsjøen hvor det tidligere har vært et lokalt utslipp av DDT. De høyeste konsentrasjonene ble funnet nær punktkilden i Skolebukta. Prøver av SPMD og andemuslinger ble analysert etter 1, 2, 4 og 8 uker. I andemusling økte nivået av DDT, DDD og DDE de første 4 ukene, mens nivået i SPMD økte gjennom hele forsøksperioden på 8 uker. SPMD og andemusling er godt egnet til å påvise punktkilder siden en fant en klar avtakende konsentrasjonsgradient fra punktkilden og over en avstand på 500 m fra kilden. SPMD synes derfor å kunne benyttes til tidsintegret vannprøvetaking, og deteksjonsgrensen for påvisning av persistente miljøgifter som DDT vil da være avhengig av prøvetakingstiden. Generelt vil SPMD-teknikken kunne påvise tilstedeværelsen av biotilgjengelige persistente forbindelser i vann og dermed også indikere at fisk fra samme område høyst sannsynlig inneholder målbare mengder av de samme miljøgiftene. I Ørsjøen ble de høyeste nivåene av DDT med metabolitter, beregnet på fettbasis, påvist i abbor, gjedde og SPMD.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. DDT	1. DDT
2. SPMD (passive vannprøvetakere)	2. SPMD (Semipermeable membran devices)
3. Biologisk materiale	3. Biological samples
4. Ørsjøen, Østfold	4. Lake Ørsjøen, Østfold County


Einar M. Brevik
Prosjektleder


Rainer J. Lichtenthaler
Forskningsleder


Georg Becher
Forskningsjef

Bruk av passive vannprøvetakere til kartlegging av punktkilder for persistente klorerte miljøgifter med DDT som modells substans

Sammenligning med opptak i andemusling og nivåer i sedimenter, zoo-plankton og fisk fra den DDT-forurensede Ørsjøen, Halden kommune

Forord

Den praktiske delen av det foreliggende arbeid ble utført i 1998 med økonomisk støtte fra Norges forskningsråd, Prosjektavdeling Miljø og utvikling - frie midler. Prosjekt/avd. nr. 122155/730. Prosjektittelen er "Bruk av passive prøvetakere til kartlegging av punktkilder for persistente klorerte miljøgifter med DDT som modells substans". Planlegging og rapportskrivning er delfinansiert med interne midler (NIVA-prosjekt E-98444).

Prøvetakingen i Ørsjøen har foregått i samråd med Ole Brekke, leder ved Prestebakke planteskole, som har vist stor interesse og samarbeidsvilje i forbindelse med prosjektet. Bjørn Fremmegård var lokal kjentmann, samt ansvarlig for fangst av lagesild fra Ørsjøen. Ørsjøen grunneierlag har stilt båt til rådighet gjennom hele prøvetakingsperioden. Prøvetaking ble utført av prosjektets NIVA-ansatte. Einar Magne Brevik har ledet prosjektet.

Prøver av sedimenter, vann, zoo-plankton, andemusling, fisk og passive prøvetakere (SPMD) ble analysert ved NIVA. Nitrogen- og karbon isotoper ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ og $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) i organisk materiale er målt ved Institutt for Energiteknikk (IFE).

Oslo, 29. Januar 2001

Einar M. Brevik
prosjektleder

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Bruk av ekstraksjonspølser (passive prøvetakere, SPMD)	8
1.2 Bakgrunnen for valget av Ørsjøen	9
1.3 Stabile isotoper	9
2. Materiale og metoder	11
2.1 Lokalitetsbeskrivelse	11
2.2 Prøvetaking	13
2.3 Stasjonsplassering	13
2.4 Vannprøver for OCs-bestemmelser	13
2.5 Sedimenter	14
2.6 Plankton	14
2.7 Fisk	14
2.8 Ferskvannsmusling	15
2.9 Forsøksrigger med passive prøvetakere, SPMD	15
2.10 Analyse av stabile isotoper	15
3. Resultater	17
3.1 Vannprøver	17
3.2 Sedimenter	17
3.3 Plankton	18
3.4 Fisk	18
3.4.1 Lagesild	18
3.4.2 Abbor	20
3.4.3 Gjedde	20
3.4.4 Ål	21
3.5 Andemuslinger	23
3.6 Isotopbestemmelser: En metodestudie	25
$\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ i sediment og organismer	26
3.7 Passive prøvetakere, SPMD	27
3.7.1 Relative nivåer av OCs i triolein og polyetylenpølser	27
3.7.2 Nivåer av OCs i triolein fra SPMDer	30
3.7.3 Sammenligning av nivåer av OCs i SPMD (triolein) og biologisk materiale (tørrvekt)	31

4. Diskusjon	32
4.1 Erfaring med SPMD	32
4.2 Vurdering av OCs-nivåer i sedimenter og biologisk materiale	32
4.3 Nivåer av OCs i sedimenter	33
4.4 Nivåer av OCs i biologisk materiale	34
4.5 Sammenligning av relative standardavvik (RSD%) for SPMD og fiskedata	34
5. Konklusjoner	36
6. Referanser	37
Vedlegg A	40
Vedlegg B	50

Sammendrag

Ørsjøen, hvor det er en kjent punktkilde for DDT-kontaminering, er benyttet til å studere hvilke muligheter bruk av passive prøvetakere (semipermeable membrane device, SPMD) fylt med triolein gir for påvisning av punktkilder og forurensningsgradierer av persistente lipofile miljøgifter som DDT i et ferskvanns-økosystem.

SPMDer montert i perforerte stålbur og perforerte bøtter med andemusling ble utplassert sammen på fire stasjoner i ulik avstand fra punktkilden. SPMD og andemuslinger ble analysert etter eksponeringstider på 1, 2, 4, og 8 uker. For SPMD økte konsentrasjonene av DDT, DDD og DDE relativt jevnt på alle stasjonene gjennom hele eksponeringstiden, mens nivåene av disse komponentene i andemusling syntes å nå et maksimum etter 4 uker. For både SPMD og andemusling avtok nivået med avstanden fra punktkilden. Undersøkelsen viste dermed at konsentrasjonsgradierer kan påvises ved bruk av begge medier.

Undersøkelsen antyder videre at bruk av passive prøvetakere kan gi mindre spredning i analysedata enn ved bestemmelse av DDT-komponenter i fisk. Denne ikke biologiske egenskap til SPMDer, kombinert med deres evne til effektivt å oppkonsentrere persistente og lite vannløselige klororganiske forbindelser som DDT, tyder på at SPMD kan være en effektiv teknikk for å påvise relative konsentrasjonsforskjeller og punktkilder, samt til å studere langtidseffekter av miljøtiltak.

DDT, DDE og DDD, samt noen andre persistente klororganiske stoffer, ble bestemt i vannprøver, sedimenter, zoo-plankton, andemuslinger, fisk (abbor, gjedde, ål, lagesild) og i SPMD. Generelt ble de høyeste konsentrasjonene funnet nær DDT-punktkilden innerst i Skolebukta. Nivået av persistente klororganiske forbindelser i fisk ble relatert til næringskjede-problematikk ved at fiskens trofiske nivå ble bestemt ved måling av N-isotopforholdet i fiskefilét.

Konsentrasjonene av DDT og derivater ble sammenlignet på tørrvektsbasis for sedimenter, zoo-plankton, andemuslinger, abbor, gjedde, ål, lagesild og SPMD. De høyeste verdiene ble funnet i ål, gjedde, SPMD og sedimenter. I tillegg ble det målt spesielt høye konsentrasjoner av DDT i zoo-plankton. Dette kan bl.a. ha sammenheng med antatt høyt innhold av fett i denne dyregruppen. Konsentrasjonene av DDT og derivater ble også sammenlignet på fettvektsbasis for abbor, gjedde, ål, lagesild og SPMD. Abbor og gjedde hadde da de høyeste verdiene sammen med SPMD.

Det ble ikke påvist noen klar endring i nivå av DDT med metabolitter for prøver av abbor og gjedde fanget nær punktkilden i tidsrommet fra 1994 til 1998. Dette kan skyldes at økt vannstand i denne perioden har endret graden av DDT-utvasking fra punktkildeområdet. I tillegg var antall prøver begrenset, noe som kombinert med store individuelle forskjeller i OCs-nivå, resulterte i relativ stor usikkerhet i analysedataene.

Summary

Title: Locating point sources and concentration gradients of lipophilic contaminants as DDT in a fresh water system using semipermeable membrane devices (SPMDs).

Year: 1998.

Authors: Einar M. Brevik, Leif Lien, Norunn Følsvik, Jon Knutzen og Bjørg Andresen.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3744-5.

The use of semipermeable membrane devices (SPMD's) to locate point sources and concentration gradients of persistent lipophilic contaminants in fresh water systems has been investigated. Lake Ørsjøen in southern Norway, where there is a known point source of DDT, has been used as a model ecosystem.

SPMD's mounted in steel cages and the mussel *Anadonta anatina* in cages were placed at four stations with increasing distance from the point source. The SPMD's and the mussels were exposed for periods of 1, 2, 4 and 8 weeks before analysis. For the SPMD's the concentrations of DDT, DDD and DDE increased during the whole period of exposure while the levels in the mussels reached a maximum after 4 weeks. For both SPMD's and mussels the levels decreased with increasing distance to the point source. This investigation thus shows that concentration gradients can be found using either media.

The investigation further indicates that passive sampling may give less variation in the analytical data than when analysing levels of DDT in fish. This quality of SPMD's, combined with their ability to efficiently accumulate persistent chlorinated compounds like DDT, indicates that SPMD's can be an efficient technique to locate concentration gradients and point sources in the environment and to study long-time effects of environmental measures.

Levels of DDT, DDE, DDD and some other persistent chlorinated compounds, were determined in water samples, sediments, zoo-plankton, mussels, fish (perch, pike, eel, vendace) and in SPMD's. The highest concentrations were found close to the point source at Skolebukta. The levels of persistent chlorinated compounds in fish were related to food chain issues by determining the trophic levels in fish-muscle using [N-isotopic measurements](#).

The concentration of DDT and its derivatives in sediments, zoo-plankton, mussels, perch, pike, eel, vendace and SPMD's was compared on a dry-weight basis. The highest levels were found in eel, pike, SPMD's and sediments. High levels of DDT was also found in zoo-plankton and this may be related to the relative high fat-content in these samples. For the samples of perch, pike, eel, vendace and SPMD's the levels of DDT was also compared on a fat-weight basis. The highest levels were then found in perch, pike and SPMD's.

It was not possible to show a clear trend for the levels of DDT and metabolites in samples of perch and pike collected near the point source in the period from 1994 to 1998. The water level has increased during this period probably giving an increase washing out of DDT from the contaminated shore soil. Another factor to consider is the limited number of samples with large differences in OC-levels giving relatively large variations in the analytical data.

1. Innledning

Hovedmålsettingen med prosjektet har vært å benytte passive prøvetakere (ekstraksjonspølser, også kalt SPMD (Semipermeable Membrane Devices) til å spore utlekking av DDT, DDE og DDD* fra en kjent punktkilde i Ørsjøen, Østfold (Brevik et al., 1995 og 1996). Videre ønsket vi å sammenligne opptak av persistente klororganiske forbindelser (OCs) i SPMD og andemusling ved å utplassere andemusling i egne bur ved siden av to perforerte stålbeholdere som hver inneholdt 5 stk. SPMD. Burene/beholderne ble utplassert i ulike avstander fra punktkilden, og det ble tatt ut prøver ved ulike tidsintervall slik at vi kunne følge opptaket over en 8 ukers periode. I tillegg ble det fanget fisk (abbor, gjedde, ål og lagesild) tatt prøver av sediment, vann og zoo-plankton for å kunne sammenligne OC-nivåer i SPMD med nivåer i nevnte prøvetyper. Disse data skulle også kunne gi informasjon om spredning i nivå og gi mulighet for å sammenligne DDT/DDE/DDD-mønstre i SPMD med øvrige medier. Det trofiske nivå ble bestemt ved måling av isotopforholdet, $\delta^{15}\text{N}$, i de biologiske prøvene, og vi fikk dermed mulighet til å relatere nivået av OCs til trofisk nivå.

Sammenligning av spredning og nivå av OCs i andre medier ble benyttet til å vurdere SPMDs egnethet til å påvise punktkilder av persistente klororganiske forbindelser.

Nivåer av OCs i fisk og sedimenter ble sammenlignet med tilsvarende data fra Ørsjøundersøkelsen i 1994 (Brevik et al., 1995 og 1996).

1.1 Bruk av ekstraksjonspølser (passive prøvetakere, SPMD)

Ekstraksjonspølsene som ble benyttet er laget av lavtetthets polyetylen (LDPE) som har porer/transport-korridorer med en tilnærmet diameter på 10Å. (ORIGO AB, Sverige). Siden diameteren til nesten alle miljøforurensende stoffer er mindre enn 10Å, vil bare oppløste, lett biotilgjengelige, organiske forbindelser diffundere gjennom membranen og oppkonsentreres i ekstraksjonsmidlet som pølsene er fylt med. Til ekstraksjonsmiddel har det vist seg at nøytralt lipid med molekylvekt over 600 Dalton, som triolein, er godt egnet for oppkonsentrering av organiske miljøgifter fra ulike media. Ekstraksjonskapasiteten til ekstraksjonspølser er bestemt av forbindelsens K_{TW} (triolein - vann fordelingskoeffisienten) som er tilnærmet den samme som K_{OW} (oktanol – vann fordelingskoeffisienten). SPMDer ekskluderer forbindelser som er bundet til høymolekylære forbindelser som humussyrer (Huckins et al., 1990 og 1993).

Opptak av organiske miljøforurensende forbindelser med høy K_{ow} -verdi i SPMDer er vanligvis lineært (da likevekt ikke oppnås) over en 30 dagers periode. Siden triolein som benyttes i ekstraksjonspølsene er en av hovedbestanddelene i nøytrale fettstoffer i mange akvatiske organismer, har metoden vært relatert til passivt opptak av lipofile kontaminanter over gjelle-epitelet i fisk. SPMDer med triolein er derfor et forsøk på å etterligne naturlige biokonsentrasjonsprosesser. Siden ekstraksjonspølsene er konstruert av syntetisk materiale er det blitt hevdet at de kan gi mindre spredning i analysedata enn det en oppnår ved å benytte levende organismer. Spesielt er det i marine studier at opptak av lipofile forbindelser i SPMD og blåskjell har gitt tilnærmet samme bilde på miljøbelastningen. For ferskvannsstudier er det mindre klart om en slik sammenheng finnes (Prest et al., 1992, Bennet et al., 1996).

*: Med DDT, DDE og DDD menes hhv. pp'-DDT, pp'-DDE og pp'-DDD

1.2 Bakgrunnen for valget av Ørsjøen

Som følge av lokalt utslipp av DDT gjennom en kloakkledning fra en planteskole ble det påvist tildels meget høye nivåer av sum-DDT i sedimenter og fisk fra Ørsjøen i 1975/76 (Kveseth, 1981). Kloakkledningen ble permanent stengt i 1975. Med støtte fra NFR ble nye prøver tatt fra Ørsjøen i 1994, og to sett analysedata, innhentet med 19 års mellomrom, har gitt økt kunnskap om nedbrytningshastighet, nivåer og utbredelse av DDT i sedimenter og fisk for dette ferskvanns-økosystemet (Brevik et al., 1995 og 1996).

Ørsjøundersøkelsen i 1994 viste at nivået av sum-DDT i overflatesediment (0 - 2 cm) fra Ørsjøen var omtrent 100 ganger høyere enn det generelle 1994-nivået for diffust belastede ferskvannsområder i Sør-Norge. 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 Canada. 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. Ørsjøen må derfor ansees å være betydelig forurensset med sum-DDT. Med utgangspunkt i analysedata for DDT-innhold i fisk fra Ørsjøen, kan en få et mål på hvor raskt konsentrasjonen av DDT i fisk har endret seg over tid i denne innsjøen. "Økologisk halveringstid" for sum-DDT i fisk fra Ørsjøen ble i 1994-undersøkelsen, sammenholdt med rapporten fra 1975/76, anslått til å ligge mellom 5 til 7 år.

1.3 Stabile isotoper

Biomagnifisering av kontaminanter i næringskjeder er vanskelig å estimere kvantitativt fordi trofisk nivå tradisjonelt er noe vagt definert ut fra det man vet om næringsvalg (analyse av mageinnhold). Problemet er blant annet at den enkelte art ofte har vekslende byttedyr. I de senere år har forandringer i sammensetningen av naturlig forekommende stabile isotoper av nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) blitt anvendt som en alternativ metode til karakterisering av trofisk nivå og tolkning av næringskjededynamikk (Peterson et al., 1985; Peterson & Fry, 1987; Owens, 1987; Broman et al., 1992, Rolff et al., 1993). Videre er det funnet korrelasjoner mellom $\delta^{15}\text{N}$ og nivåer av klororganiske forbindelser i både limniske og marine næringskjeder (Kidd et al., 1995; Jarmann et al., 1996).

$\delta^{15}\text{N}$ uttrykker forholdet mellom de stabile nitrogenisotopene ^{15}N og ^{14}N og er gitt ved :

$$\delta^{15}\text{N} = \left[\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{prøve}}}{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{standard}}} - 1 \right] \times 1000 \text{ ‰}$$
, der $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{standard}}$ er forholdet mellom nitrogenisotopene i luft.

Grunnlaget for teknikken er at $\delta^{15}\text{N}$ endres ved at ^{15}N anrikes i organismer for hvert stigende trinn i næringskjeden. Den trinnvise økningen i $\delta^{15}\text{N}$ er i gjennomsnitt ofte omkring 3 ‰, dvs. varierende i intervallet 2,5-5,0 ‰ (Mc Kinley et al., 1999, med ref.). Imidlertid er det også eksempler på mindre forskjell mellom et trofisk nivå og det neste (Meili et al., 1993).

For en mest mulig riktig karakteristik av artenes trofiske nivåer i et system, f.eks. en innsjø, er det påkrevet med en basis $\delta^{15}\text{N}$. Egentlig er dette $\delta^{15}\text{N}$ i primærprodusenter fra vedkommende lokalitet. Imidlertid vil forholdet kunne variere over tid (McKinney et al., 1999, med ref.) og er heller ikke ens for alle plantearter fra samme lokalitet (se f.eks. Hecky og Hesslein, 1995). For å overkomme en del av vanskelighetene med varierende $\delta^{15}\text{N}$ i primærprodusenter, velges da heller som basis en primær konsument (herbivor) som har en mer stabil $\delta^{15}\text{N}$ over tid (Mc Kinney et al., 1999, Vander Zanden og Rasmussen, 1999). Uansett må man regne med en viss variasjon, bl.a. på grunn av at de herbivore basisorganismene også har et noe blandet og varierende næringsgrunnlag (eksempelvis både tilført

organisk materiale og planteplankton fra innsjøen). Et eksempel på tydelig sesongvariasjon i $\delta^{15}\text{N}$ både for løst nitrogen, partikulært organisk materiale og dyreplankton er beskrevet av Leggett et al., 2000. Forskjeller mellom lokaliteter, både med hensyn til basis $\delta^{15}\text{N}$ (enkelte steder også forårsaket av kloakkvannspåvirkning) og sammensetningen av næringskjedene frem til gitte arter på høyere trofiske nivåer, gjør at det er forbundet med usikkerheter å anvende tall for forholdet mellom stabile nitrogenisotoper i arter eller organismegrupper fra en innsjø på registreringer i en annen.

$\delta^{13}\text{C}$ i organismer defineres tilsvarende som for $\delta^{15}\text{N}$ ovenfor, men med $\delta^{13}\text{C}$ i mineralet Pee Dee belemnitt som standard. Denne størrelsen anrikes bare i liten grad med økende trofisk nivå og brukes til å spore flyten av organisk karbon i næringskjedene. Forutsetningen er at basis i systemet, de aktuelle grupper av primærprodusenter, samt tilført terrestrisk materiale og sediment, er karakterisert med hensyn til $\delta^{13}\text{C}$. Næringsgrunnlaget er enklest å spore for primærkonsumentene. Oppover i næringskjedene vil $\delta^{13}\text{C}$ være et resultat av blandede utgangsmaterialer og kompliserte næringsvev. For fiskeetende fisk på toppen av næringskjeden, vil $\delta^{13}\text{C}$ tendere mot et midlere nivå i relasjon til $\delta^{13}\text{C}$ i de basale karbonkildene (Kidd et al., 1998). Hvis f.eks. den relative betydning av forskjellige primærprodusenter for fisk skal kunne utredes, er det derfor ofte påkrevet med veldefinerte og omfattende basisdata om $\delta^{13}\text{C}$ (France, 1997).

Registreringene i Ørsjøen har vært av orienterende karakter og har primært tatt sikte på å belyse om nivåene av klororganiske stoffer i de fire analyserte artene av fisk kunne relateres til artenes trofiske nivå uttrykt ved $\delta^{15}\text{N}$.

2. Materiale og metoder

2.1 Lokalitetsbeskrivelse

Undersøkelsen ble foretatt i Ørsjøen som ligger i Halden kommune i Østfold, **Figur 1**. Innsjøen ligger 142 m o.h. og har et areal på ca 6.4 km². Største dyp er 34 m og middeldypet 8.8 m. Innsjøvolumet er 56 mill. m³ og den teoretiske oppholdstiden i vannmassene er 2 år og 11 måneder (Brevik et al., 1995).

Nedbørsfeltet har et areal på ca 40 km² og ligger i sin helhet i det sørøstlige grunnfjellsområdet med harde, lite forvitrelige gneisbergarter. Det består vesentlig av barskogsområder med noe myrområder. Det finnes noen få gårdsbruk og hytter i nedbørsfeltet. Prestebakke planteskole ligger i sørenden av innsjøen og hadde tidligere avløp til Skolebukta (Sagbukta).

Innsjøen var fra naturens side næringsfattig, ganske humøs og noe sur. Økende forsuring resulterte i at enkelte fiskebestander gikk sterkt tilbake. Vannet ble derfor kalket. Første gang i 1986 og senere er innsjøen kalket i 1989, 1994 og 1997. Dette førte til en endring i vannkvaliteten. Spredte observasjoner av vannkvalitet i perioden 1972 - 1985 viste 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 de første kalkingene viste pH verdier over 6.0 og et kalsiuminnhold på ca 3.1 mg Ca/l (Fremmegaard, pers. med.).

For å få en indikasjon på den nåværende, generelle vannkvaliteten i Ørsjøen ble det 14. oktober 1998 tatt en vannprøve i utløpsoset av Ørsjøen. Prøven ble tatt under høstsirkulasjonen, for dermed å være representativ for hele vannmassen i innsjøen. Resultatene er vist i **Tabell 1**.

Innsjøen er fortsatt svakt sur, men pH er nå oppe i 6.6 og alkaliteten har økt til nesten 0,1 mmol/l. Innsjøen mottar fortsatt betydelige mengder av forsurende komponenter som sulfat og nitrat, men kalkingen holder innsjøen på en akseptabel vannkvalitet bl.a. for fisk. Det er ubetydelige mengder giftig aluminium i vannet (Al/R – Al/II = 3 µg/l). Den brunlig gule vannfargen og nivået av organisk stoff (TOC) viser at Ørsjøen er ganske humøs. Høye konsentrasjoner av natrium og klorid indikerer nærhet til marine lokaliteter.

Tabell 1. Vannkvalitetsparametre fra utløpet av Ørsjøen 14. oktober 1998.

Analysevariabel	pH	KOND	ALK	Tot-P/L	Tot-N/L	NO3-N	TOC
Enhet		mS/m	mmol/l	µg/l P	µg/l N	µg/l N	mg/l C
Verdier	6.62	5.80	0.098	4	450	215	4.5

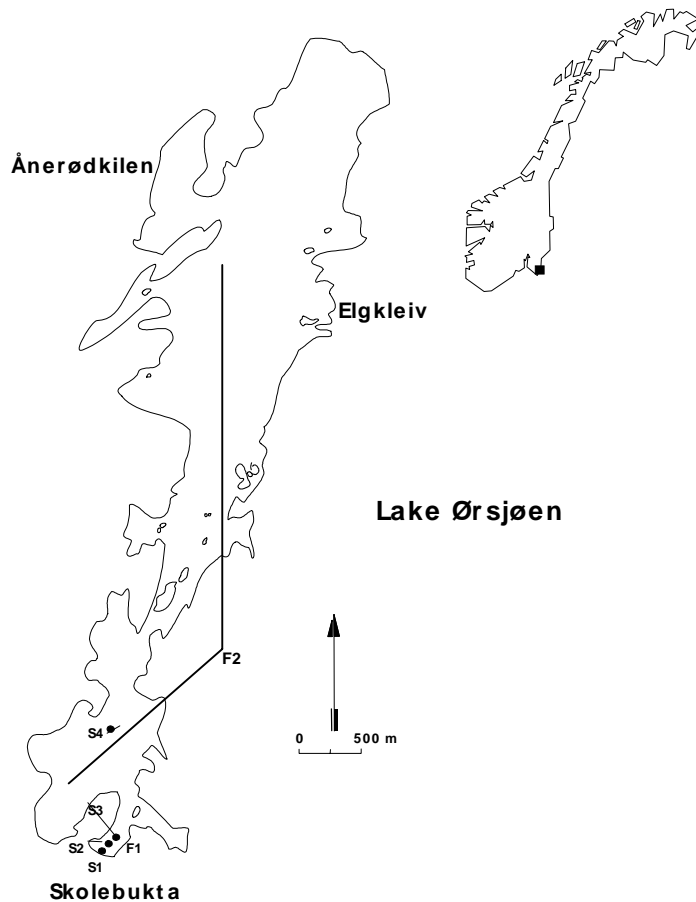
Analysevariabel	Cl	SO4	Al/R	Al/II	Ca	K	Mg	Na
Enhet	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Verdier	8.6	7.1	26	23	3.23	0.69	1.05	4.95

Siktedyp og vannfargen i Ørsjøen ble også målt i Skolebukta og på Stasjon 4:
 Skolebukta: Siktedyp 6.4 m. Vannfarge: brunlig gul
 Stasjon 4: Siktedyp 5.7 m. Vannfarge: brunlig gul.

Innsjøen benyttes i dag som vannkilde for drikkevannsforsyning til Enningdal og til fiske og friluftsmål. Fiskebestanden består nå av abbor, gjedde, sik, lagesild og ål. Det forekommer også noe ørret som blir satt ut. Tidligere forekom også mort i vannet, men denne forsvant sannsynligvis i slutten

av 1970-årene som følge av forurening, og det er mulig at reproduksjonen sviktet allerede omkring 1970 (Vøllestad, pers. med.)

Det er også foretatt endringer av vannstanden i Ørsjøen. En oppdemming av utløpet har medført en heving av vannspeilet på ca. 1 meter. Denne endringen ble gjennomført i 1998.



Figur 1. Skisse av Ørsjøen med angivelse av prøvetakingslokaliteter for sedimenter, vannprøver, ekstraksjonspølser (SPMD), andemuslinger og zoo-plankton (S1 – S4). Fiskekvalitetene er markert F1 (Skolebukta) og F2 (øvrige deler av Ørsjøen).

2.2 Prøvetaking

På grunn av oppdemning hadde vannstanden i Ørsjøen i 1998 steget ca. 1 m siden undersøkelsen i 1994. Plasseringen av prøvetakingsstasjonene ble likevel forsøkt lagt til de samme lokalitetene som den foregående undersøkelsen (Brevik et al., 1995).

Den 19. august 1998 ble det satt ut ekstraksjonspølser (SPMD) og bur med andemuslinger på fire utvalgte lokaliteter i Ørsjøen, **Figur 1**. Samme dag ble det også tatt vannprøver og sedimentprøver fra de samme lokalitetene. Videre ble det også samlet inn prøver av zoo-plankton fra stasjonene 3 og 4.

I tidsrommet fra 25/8 til 26/8 98, - en uke etter utsetting, ble de første prøvene tatt av ekstraksjonspølser og andemuslinger fra alle stasjonene. Det ble samtidig fanget abbor og gjedde i Skolebukta og i innsjøen forøvrig.

Den 2. september 1998, - to uker etter utsetting, og 16/9 1998 - fire uker etter utsetting, ble det tatt ut prøver av ekstraksjonspølser og andemuslinger fra alle stasjonene.

Den 13. oktober 1998, - åtte uker etter utsetting, ble det for siste gang tatt ut prøver av ekstraksjonspølser og andemuslinger fra alle stasjonene. Det ble også tatt en vannprøve fra utløpsoset i Ørsjøen.

I tillegg til eget fiske ble det i forsøksperioden fanget fisk (abbor, gjedde, ål, lagesild) av lokale fiskere. Det ble skilt mellom fisk fanget i Skolebukta og fisk fra de øvrige delene av innsjøen.

2.3 Stasjonsplassering

Stasjon 1: Det tidligere myrområdet med utslipp fra Prestebakke planteskole. Økt vannstand medførte at dette myrområdet, hvor det ble tatt prøver i 1994, nå lå ca. 1 m under vann.

Stasjon 2 ble plassert nær nåværende sivområde, 20 meter rett ut for stasjon nr. 1.

Stasjon 3 ble plassert 75 m rett ut for stasjon 1, sentralt i selve Skolebukta. Det vil si mellom de to stasjonene som i 1994 ble kalt S3 og S4.

Stasjon 4, Midtre Ørsjøen: Ble plassert på det dypeste området, ca. 500 m fra kloakkutløpet og nær prøvetakingsområdet benyttet i 1994, **Figur 1**. Dybden på stasjon 4 var 34 m.

2.4 Vannprøver for OCs-bestemmelser

Det ble benyttet 10 l prøveflasker. Alle flaskene var spesielt rengjort med kromsvovelsyre, maskinvasket og deretter skyldt med aceton, tørket og glødet før bruk. Korken ble tatt av rett før prøvetaking og flasken holdt 20 cm under vannoverflaten til den var helt fylt opp med vann.

Vannprøver ble tatt på alle prøvestasjonene før utsetting av prøvetakingsutstyr. Vannsøylen på St. 1 ble utilsiktet grumset til under første prøvetaking. En representativ vannprøve ble derfor tatt en uke senere.

Ved ankomst NIVA ble flaskene satt rett på kjølerommet og ekstrahert neste dag etter NIVAs akkrediterte prosedyrer.

2.5 Sedimenter

Sedimentprøvene ble tatt med en rørprøvetaker (Limnos) med diameter 9.5 cm og med muligheter for prøveuttak for hver centimeter. Som et vanlig grovt anslag regnes det en avsetning av sedimenter på fra 1.5 - 3 mm per år. Det vil si at den øverste 0 - 1 cm tilsvarer avsetninger de siste 3 - 6 år. Sedimentskivene ble lagt på spesialrensede og glødede glass og frosset samme dag for senere analyse.

Oversikt over plassering av prøvestasjoner er gitt på kartet, **Figur 1**, og med følgende detaljbeskrivelse: St. 1: På grunn av myr/grasdekket bunn, klarte vi ikke å få noen sedimentprøve fra dette området. St.2: På grunn av steinet bunn klarte vi ikke å få en tilfredsstillende overflateprøve fra dette området. St. 3 og St. 4: Her var det gode sedimenteringsområder, slik at vi fikk tatt sedimentprøver fra følgende sjikt: 0 - 2 cm, 2 - 4 cm, 4 - 6 cm, 6 - 8 cm og 8 - 10cm. Det ble tatt to kjerner på hver lokalitet og samme dybdesnitt ble slått sammen til en samleprøve.

2.6 Plankton

Det ble tatt to zoo-planktontrekk med 100 µm nylonduk, ett trekk i Skolebukta ved St. 3 og ett i midtre del av Ørsjøen ved St. 4.

Prøvene ble overført til spesialrensede og glødede glass og oppbevart kjølig. Ved retur til NIVA ble prøvene satt på kjølerom til neste dag. En delprøve ble da tatt ut av de homogeniserte prøvene for bestemmelser av tørrstoff. Det resterende ble konserverert for analyser på persistente klororganiske stoffer.

2.7 Fisk

Abbor(*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*), ål (*Anguilla anguilla*) og lagesild (*Coregonus albula*) ble fisket med garn og teiner i løpet av høsten 1998. Abbor, gjedde og ål ble fanget i Skolebukta og i øvrige deler av Ørsjøen. Lagesilda ble bare fanget i midtre deler av Ørsjøen, **Tabell 2**, og også tidligere på sommeren samme år. Fisken ble merket og frosset ned så raskt som mulig etter fangst.

Tabell 2. Fiskedata fra 1998: Gjennomsnitts-, minimums- og maksimums-verdier for lengde (cm), vekt (g) og alder (år).

Art/ fangststed (antall)	Lengde, middel (min-max)	Vekt, middel (min-max)	Alder, middel (min-max)
Abbor, Skolebukta, (6)	30 (23-36)	375 (137-680)	6 (4-9)
Abbor, Ørsjøen forøvrig (5)	32, (23-38)	450 (130-749)	7 (5-11)
Gjedde, Skolebukta (4)	32 (28-39)	210 (112-404)	3 (2-4)
Gjedde, Ørsjøen forøvrig (6)	38 (20-51)	355 (38-685)	4 (2-5)
Ål, Skolebukta (10)	65 (55-85)	544 (289-1161)	
Ål, Ørsjøen forøvrig (8)	62 (44-75)	424 (119-784)	
Lagesild, Ørsjøen, (10)	21 (20-22)	69 (61-76)	
Lagesild, Mjøsa, (10)	20 (19-20)	39 (38-59)	

Det ble foretatt individuelle analyser av filét (muskulatur) fra fiskene. Tabell 19 til **Tabell 26, Vedlegg A**, viser spesifikke data for de ulike fiskeartene og individene.

2.8 Ferskvannsmusling

Andemusling (*Anodonta anatina*) ble tatt fra Padderudvannet i Asker 1. juli 1998. Deretter ble muslingene oppbevart på NIVAs laboratorium ved 12°C i vann fra Maridalsvannet. Vannet ble luftet, men ikke fornyet frem til utsetting av andemusling i Ørsjøen. Der ble muslingene satt ut i perforerte bøtter. Bøttene ble omhyggelig vasket/spylt på laboratoriet før bruk.

I Ørsjøen ble bøttene hengt opp i samme høyde som SPMD-burene ved stasjon 2, 3 og 4. Ved stasjon 1 ble bøtten satt på bunnen mellom SPMD-burene. Hver bøtte inneholdt 13 - 14 muslinger. Det ble tatt ut minst 3 muslinger ved hver prøvetaking, samtidig med prøvetaking av (SPMD). Dette betyr at muslinger også ble eksponert over perioder på hhv. 1, 2, 4 og 8 uker. Det ble tatt ut kontrollprøver, 2 skjell fra hver bøtte, umiddelbart før utsetting i Ørsjøen.

Etter prøvetakingen ble muslingene frosset ved -20°C. Etter optining ble muslingene veid og lengden målt, **Tabell 25**. Bløtdelene ble opparbeidet og analysert etter de samme metoder som det øvrige biologiske materialet fra innsjøen.

2.9 Forsøksrigger med passive prøvetakere, SPMD

En nærmere beskrivelse av passive prøvetakere SPMD er gitt i NIVAs årsberetning for 1998 (Brevik og Følsvik, 1999. **Vedlegg B**).

Perforerte stålbur ble rensert med aceton før utsetting. Det ble montert to bur hver med 5 stk SPMD, altså totalt 10 SPMD pr. stasjon. Det ble innhentet SPMDer fire ganger. Antall SPMD som ble tatt ut var 3, 2, 3, 2 etter perioder på hhv. 1, 2, 4 og 8 uker. SPMD ble montert i felt og engangshansker ble benyttet. Det ble også tatt feltblindprøve hvor SPMDen ble behandlet analogt med de andre pølsene før den ble lagret i egen acetonrenset aluminiumsboks inntil analyse kunne utføres. SPMD ble lagret i separate aceton-rensede aluminiumsbokser i fryser ved -20°C før analyse.

Burene ble hengt opp horisontalt i vannmassene og 75 cm fra overflaten på St. 2, 3 og 4. Veggen på pølsene ble da liggende horisontalt. Pga. dybdeforholdene ved St. 1 ble burene plassert fritt i vannet ca. 20 cm over bunnen, men bare ca. 50 cm fra overflaten.

Forbehandling, ekstraksjon, opprensing og kvantitativ bestemmelse av SPMDer, samt organiske- og uorganiske prøver ble utført av NIVA ved bruk av akkreditert metodikk (Brevik et al., 1995, Pedersen-Bjergaard et al., a, b, 1996).

2.10 Analyse av stabile isotoper

Stabile isotopforhold bestemmes ved bruk av massespektrometer (IRMS – Isotope Ratio Mass Spectrometer) som måler forhold mellom tung og lett isotop i en prøve og sammenligner dette med en standard. Forskjellen i isotopforhold uttrykkes som delta verdier ($\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$) og oppgis i promille (‰):

$$\delta^{15}\text{N} = \left[\left(\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{prøve}}}{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] \times 1000 \text{ ‰}$$
 der $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{standard}}$ er forholdet mellom nitrogenisotopene i luft.

hvor R er forholdet mellom tung og lett isotop ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ og $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$). Alle isotopverdier rapporteres relativt til primære standarder. For karbon er dette et marint karbonat; Pee Dee Belemnite (PDB) og for nitrogen atmosfærisk luft (AIR).

For bestemmelsene av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ er ca 1.0 mg prøvemateriale veid inn og overført til en 5 x 9 mm tinnkapsel. Kapselen lukkes og plasseres i prøveveksleren på en Carlo Erba NCS 2500 elementanalysator. Prøvene forbrennes med O_2 og Cr_2O_3 ved ca. 1700°C , og NO_x reduseres til N_2 med Cu ved 650°C . Forbrenningsproduktene N_2 , CO_2 og H_2O separeres på en 3 m lang Poraplot Q kolonne. N_2 og CO_2 overføres direkte til et Micromass Optima isotop massespektrometer for bestemmelse av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$. Duplikater analyseres rutinemessig ca for hver tiende prøve. Før forbrenningen er prøvematerialet tørket og homogenisert i en agatmorter.

Internasjonale standarder analyseres samtidig med prøvematerialet ca. for hver tiende prøve. $\delta^{15}\text{N}$ resultatene kontrolleres med analyser av IAEA-N-1 og IAEA-N-2 standarder, og $\delta^{13}\text{C}$ resultatene kontrolleres med analyser av USGS-24 grafitt standard. Angitte verdier ved gjentatt analyse over en tidsperiode på 8 måneder har vært:

Standard	IFEs verdi	Oppgitt verd
IAEA-N-1, ‰ AIR	0.66 ± 0.23	0.538 ± 0.186
IAEA-N-2, ‰ AIR	20.28 ± 0.35	20.343 ± 0.473
USGS-24, ‰ PDB	-16.01 ± 0.17	-15.994 ± 0.105

Isotopforhold er blitt bestemt i følgende prøver fra Ørsjøen: Filét av gjedde, abbor, lagesild og ål, samt i prøver av andemusling, plankton og sedimenter

I tillegg omfatter arbeidet en metodestudie for bestemmelse av isotopforhold (middelverdi og standardavvik) i biologisk materiale (lagesild fra Mjøsa). Her inngår analyse av parallelle prøveserier av lagesildfilet som er tørket ved hhv. 60°C og 105°C . Disse to temperaturene er valgt siden den laveste temperaturen ofte blir rapportert i internasjonal sammenheng, mens den høyeste temperaturen tilsvarer Norsk Standard for tørrvektbestemmelse av biologisk materiale som fiskefilét.

3. Resultater

3.1 Vannprøver

Det ble tatt vannprøver fra samtlige fire stasjoner i Ørsjøen. Prøvene ble tatt før de passive prøvetakerene ble utplassert (Stasjonene 2, 3 og 4) eller én uke senere (Stasjon 1). Resultatene er vist i **Tabell 3**. Det ble funnet detekterbare verdier av α -HCH, HCB, γ -HCH (lindan) og DDT med nedbrytningsprodukter. PCB ble ikke påvist i noen av prøvene (deteksjonsgrense for individuelle Σ PCB₇-kongenere: 0,05 ng/l).

Sammenligner en konsentrasjonene av DDT, DDE og DDD i prøvene fra Skolebukta, stasjonene 1, 2 og 3, ser en at nivåene er 2 til 3 ganger høyere enn det en finner i vannprøven fra midtre delen av Ørsjøen (St. 4).

Tabell 3. Nivåer av HCH, HCB, lindan og DDT fra Ørsjøen 19-26/8-1998. Nivåer gitt som ng/l.

Stasjon	St.1	St.2	St.3	St.4
α -HCH	0,4	0,4	0,4	0,4
HCB	0,2	0,2	0,2	0,1
γ -HCH	2	1,9	2	0,2
pp-DDE	0,21	0,17	0,09	0,04
pp-DDD	0,31	0,34	0,24	0,12
pp-DDT	0,32	0,72	0,54	0,28
Sum-DDT	0,83	1,23	0,87	0,44

3.2 Sedimenter

Sedimentprøvene ble tatt på St. 3 midt i Skolebukta og på St. 4 som ligger i det dypeste området av Ørsjøen. Resultatene av analyser på α -HCH, HCB, γ -HCH (lindan), Σ PCB₇ og DDT med nedbrytningsprodukter er vist i **Tabell 4**. Vi finner meget høye nivåer av DDT i sedimentene fra Skolebukta, og konsentrasjonene av HCB og γ -HCH ligger også noe høyt. Verdiene i prøvene fra midtre Ørsjøen lå ned mot forventede bakgrunnsverdier.

I sedimentprøvene fra Skolebukta fant vi de klart høyeste nivåene av DDT, DDD og DDE i det øverste snittet (0 – 2 cm). Dette sjiktet inneholdt et nivå av sum-DDT som var 10 ganger høyere enn i det neste sedimentlaget (2 - 4 cm). I de dypere sedimentlagene, snittene fra 4 - 6 cm til 8 - 10 cm, avtok nivået av sum-DDT med sedimentdybden med en faktor 4. I alt fant vi en økning i nivået av sum DDT på 40 ganger fra 8 - 10 cm dype sedimentlag opp til toppsjiktet. Konsentrasjonene i det dypeste sjiktet (8 - 10 cm) er også relativt høye og ligger omtrent 10 ganger høyere enn forventet bakgrunnsnivå som tilsvarer det vi finner i sedimentprøver fra midtre deler av Ørsjøen.

Tabell 4. Nivåer av HCH, HCB, Σ PCB₇ og DDT i ulike sedimentdybdesnitt fra Stasjon 3 (Skolebukta) og Stasjon 4 (Midtre Ørsjøen). Nivåer gitt som $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

Sediment	0-2cm	0-2cm	2-4cm	2-4cm	4-6cm	4-6cm	6-8cm	6-8cm	8-10cm	8-10cm
Stasjon	St.3	St.4	St.3	St.4	St.3	St.4	St.3	St.4	St.3	St.4
α -HCH	0,2	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
HCB	1,2	0,4	0,8	1,4	1,5	0,4	0,3	0,9	0,4	1,1
γ -HCH	0,4	0,2	0,3	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3	0,2	0,4
Σ PCB ₇	1,6	0,2	0,3	<0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
DDE	230	0,4	22	0,4	16	0,2	14	0,3	5	<0,1
DDD	142	0,4	13	0,4	10	0,2	9	0,4	4	<0,1
DDT	52	<0,2	8	<0,2	7	<0,2	5	<0,2	2	<0,2
Sum-DDT	424	0,8	43	0,8	33	0,4	28	0,7	11	

3.3 Plankton

Planktonprøver ble tatt i Skolebukta (St. 3) og i midtre Ørsjøen (St. 4). Planktonprøvene, som ble tatt med en 100 μm hov, besto hovedsakelig av zoo-plankton, men større former av plante-plankton ble også fanget opp sammen med dødt organisk materiale og uorganiske partikler i vannmassene. Mengden tørrstoff og glødetap ble bestemt i prøvene. **Tabell 5** viser tørrstoff og nivåene av OCs. PCB ble ikke påvist.

Konsentrasjonene av DDT, DDD og DDE synes å være høye i planktonprøvene, spesielt i Skolebukta. Det er også interessant å registrere at forholdet mellom DDT og nedbrytningsproduktene DDE og DDD er helt forskjellig i planktonprøvene sammenlignet med sedimentene og vannprøvene. I sedimentprøvene (**Tabell 4**) er konsentrasjonen av DDE høyest og DDT lavest, mens i vannprøvene og zoo-planktonprøvene (**Tabell 3** og **Tabell 5**) er DDT høyest og DDE, hhv. DDD lavest.

Tabell 5. Tørrstoff og nivåer av persistente klororganiske forbindelser i planktonprøver fra Ørsjøen. Tørrstoff er gitt som mg/l og OCs som $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff.

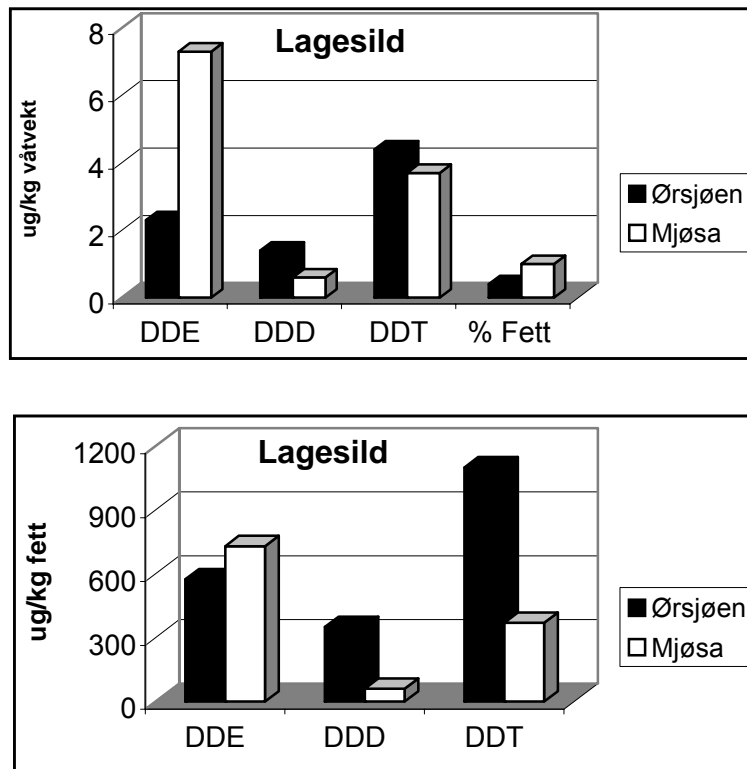
Prøvestasjon	St.3	St.4
Tørrstoff	520	300
α -HCH	7	13
HCB	5	6
γ -HCH	19	21
DDE	165	46
DDD	135	33
DDT	399	106

3.4 Fisk

3.4.1 Lagesild

Sommeren 1998 ble det fanget lagesild i midtre deler av Ørsjøen. I Skolebukta ble det ikke registrert lagesild. Resultatene er sammenholdt med data fra lagesild fanget i Mjøsa samme år. (**Tabell 6** og **Figur 2**). Verdiene for HCB, γ -HCH og Σ PCB₇ er moderate, mens verdiene for DDE, DDD og DDT er relativt høye for begge innsjøene.

Øvre del av **Figur 2** viser forskjeller i nivå av ulike DDT derivater for de to innsjøene. Spesielt er verdiene av DDE i Mjøsa høye i forhold til Ørsjøen målt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Lagesilda fra Mjøsa hadde over dobbelt så høyt innhold av fett sammenlignet med Ørsjøen. Dette betyr at når vi relaterer nivåer av fettløselige DDT derivater i forhold til fiskens fettinnhold (**Figur 2**, nederst) får vi høyere nivå av disse forbindelsene i lagesild fra Ørsjøen enn fra Mjøsa.



Figur 2. DDE, DDD, DDT og fettinnhold i lagesildfilét fra Ørsjøen og Mjøsa gitt som $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (øvre figur) og i forhold til fettinnhold (nedre figur).

Tabell 6. Middelerverdier og standardavvik av persistente klororganiske forbindelser i 10 lagesildfilét fra Ørsjøen og 10 fra Mjøsa, 1998, gitt som $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

	Ørsjøen	Mjøsa
HCB	0,1 (0,1)	0,2 (0,1)
γ -HCH	0,2 (0,0)	0,1 (0,1)
ΣPCB_7	1,6 (0,6)	12(4,1)
DDE	2,3 (0,9)	7,3 (2,8)
DDD	1,4 (0,7)	0,6 (0,3)
DDT	4,4 (1,9)	3,7 (1,7)
% Fett	0,4 (0,1)	1,0 (0,5)

3.4.2 Abbor

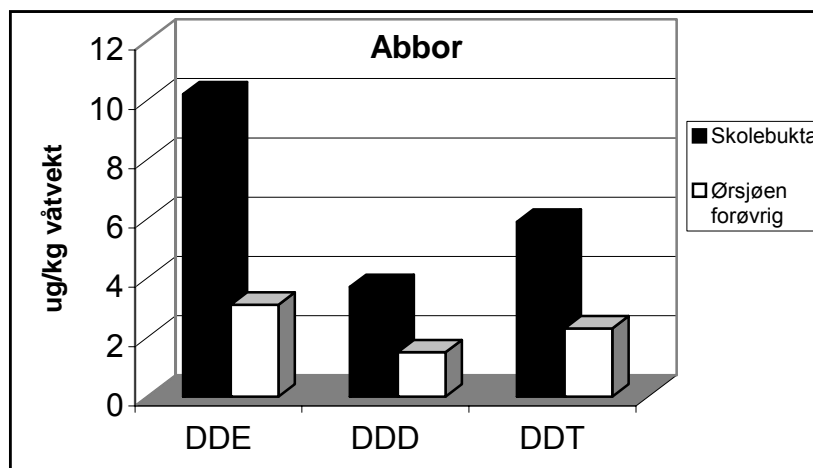
Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT i 6 abbor fra Skolebukta og 6 abbor fra øvrige deler av Ørsjøen er vist i **Tabell 7** og **Figur 3**. Det ble bare funnet lave konsentrasjoner av α -HCH, HCB, γ -HCH og Σ PCB₇. Hver fisk er individuelt analysert, og opplysninger om den enkelte fisk (nivå, lengde, vekt, alder osv.) er vist i **Tabell 19**, **Tabell 20**, **Figur 13**, **Vedlegg A**.

Tabell 7. Middelerverdier og standardavvik av γ -HCH, Σ PCB₇, DDE, DDD og DDT gitt som $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt samt fettprosenten i abborfilét fra Skolebukta og midtre deler av Ørsjøen.

	Skolebukta	Midtre Ørsjøen
γ -HCH	0,1 (0,1)	0,1 (0,0)
Σ PCB ₇	0,4 (0,3)	0,5 (0,2)
DDE	10 (14)	3,4 (2,0)
DDD	3,7 (3,8)	1,7 (0,5)
DDT	5,9 (6,7)	2,4 (1,1)
% Fett	0,08 (0,02)	0,1 (0,1)

Som det fremgår av **Tabell 7** synes konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT å være høyere i fisk fra Skolebukta enn fra øvrige deler av Ørsjøen, men det var stor spredning i nivå mellom individuelle fisk (høyt standardavvik).

Konsentrasjonen av DDE, DDD og DDT i lagesilda fra Ørsjøen (**Tabell 6**) ligger tilnærmet på samme nivå som det som ble påvist i abbor fanget i midtre deler av Ørsjøen.



Figur 3. Middelerverdier av DDE, DDD og DDT vist som $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt i abborfilét fra Skolebukta og øvrige deler av Ørsjøen.

3.4.3 Gjedde

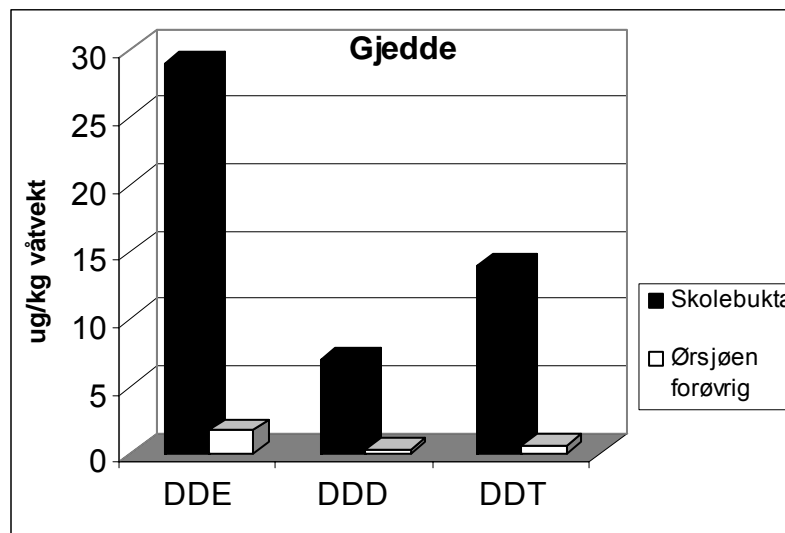
Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT i fire gjedder fra Skolebukta og fem gjedder fra øvrige deler av Ørsjøen er vist i **Tabell 8** og **Figur 4**. Det ble bare funnet lave konsentrasjoner av α -HCH, HCB, γ -HCH og Σ PCB₇. Hver fisk er individuelt analysert for persistente klororganiske forbindelser, og

opplysninger om den enkelte fisk (nivå, lengde, vekt, alder, osv.) er vist i **Tabell 21**, **Tabell 22**, Figur 14, vedlegg A.

Det ble fanget og analysert et relativt lite antall fisk. Som det fremgår av Tabell 8 synes konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT å være høyere i fisk fra Skolebukta enn fra øvrige deler av Ørsjøen, men det var stor spredning i nivå mellom individuelle fisk (høyt standardavvik).

Tabell 8. Middelerverdier og standardavvik av γ -HCH, Σ PCB₇, DDE, DDD og DDT gitt som $\mu\text{g}/\text{kg}$ Våttvekt, samt fettprosenten i gjeddefilét fra Skolebukta og øvrige deler av Ørsjøen.

	Skolebukta	Ørsjøen forøvrig
γ -HCH	0,1 (0,0)	1,7 (1,1)
Σ PCB ₇	1,1 (0,4)	1,7 (1,1)
DDE	29 (15)	1,7 (1,1)
DDD	7 (4,3)	0,3 (0,2)
DDT	14 (7)	0,6 (0,4)
% Fett	0,14 (0,02)	0,1 (0,03)



Figur 4. Middelerverdier av DDE, DDD og DDT vist som $\mu\text{g}/\text{kg}$ våttvekt i gjeddefilét fra Skolebukta og øvrige deler av Ørsjøen.

3.4.4 Ål

Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT i ti ål fra Skolebukta og åtte ål fra øvrige deler av Ørsjøen er vist i **Figur 5**. **Tabell 9** viser i tillegg verdier av andre persistente klororganiske forbindelser i ål. Det ble utført analyser på samleprøver av ti og åtte ål fra hver av lokalitetene. I tillegg ble det analysert individuelle prøver av to ål fra hver lokalitet.

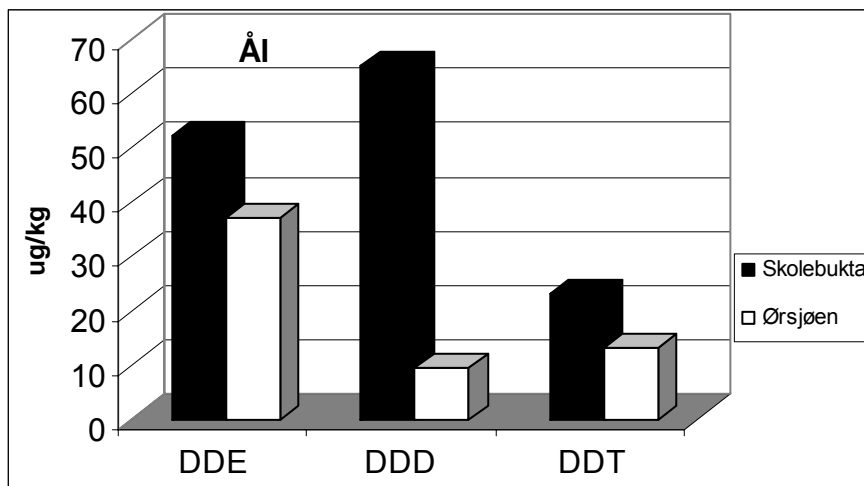
Resultatene viser meget høye konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT, og verdiene av de øvrige klororganiske forbindelsene er også betydelige. De høyeste nivåene finner vi i ål fra Skolebukta og de største nivåforskjellene finner vi for DDD.

Sammenlignet med abbor er konsentrasjonene av DDE, og DDT mellom 5 og 10 ganger høyere i ål, og verdiene av DDD er relativt enda høyere. Sammenlignet med gjedde er konsentrasjonene av DDE og DDT i ål av samme størrelse i Skolebukta, mens DDD verdiene er vesentlig høyere i ål.

Det ble analysert fire individuelle ål, og vi fant store forskjeller i nivå i ål fra Skolebukta og midtre deler av innsjøen.

Tabell 9. Nivåer av persistente klororganiske stoffer i blandprøver og i individuelle prøver av to ålefileter fra Skolebukta og to fra øvrige deler av Ørsjøen i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. (m = maskert).

	Skolebukta Bl.pr.	Ørsjøen Bl.pr.	Skolebukta 1 ål	Skolebukta 1 ål	Ørsjøen 1 ål	Ørsjøen 1 ål
α -HCH	1	1	1	2	<1	1
HCB	3	2	2	2	2	1
γ -HCH	5	3	5	7	3	3
ΣPCB_7	10	4	11	9	3	5
DDE	52	37	49	39	82	28
DDD	65	9,5	124	6,9	41	6,3
DDT	23	13	35	m	56	m
% Fett	24	18	21	28,6	21,4	16,4



Figur 5. Nivåer av persistente klororganiske stoffer i blandprøver av ti ålefileter fra Skolebukta og åtte fra øvrige deler av Ørsjøen i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

3.5 Andemuslinger

Bur med andemuslingene ble hengt ut i vannmassene ved siden av de passive prøvetakerene (SPMD). Det ble tatt prøver av SPMD samtidig med andemuslinger.

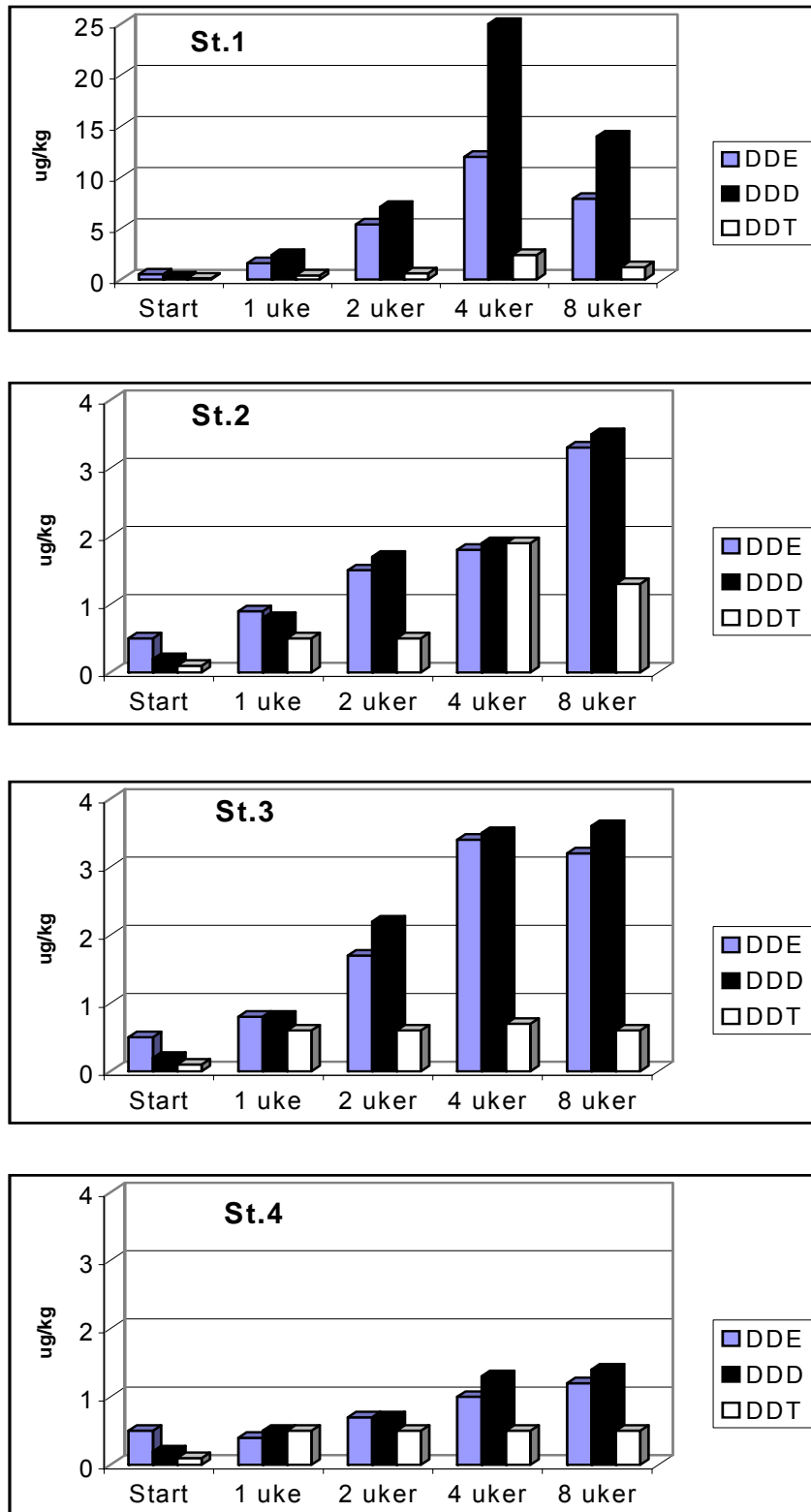
Tabell 10 og **Figur 6** viser konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter etter 1, 2, 4 og 8 uker på de forskjellige stasjonene i Skolebukta og i midtre deler av Ørsjøen. Som kontrollmålingen viser, (**Tabell 10**) var det bare ubetydelige konsentrasjoner av DDE i muslingene før utsettingen. Det ble heller ikke påvist kvantifiserbare mengder PCB i andemusling som hadde stått ute i innsjøen i forsøksperioden.

Tabell 10. Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i andemuslinger på ulike stasjoner i Ørsjøen etter eksponeringstider på 1,2,4 og 8 uker.

Stasjon		1 uke	2 uker	4 uker	8 uker	Kontroll
1	DDE	1,6	5,4	12	7,9	0,5
	DDD	2,4	7,1	25	14	0,2
	DDT	0,4	0,6	2,4	1,2	<0,1
2	DDE	0,9	1,5	1,8	3,3	
	DDD	0,8	1,7	1,9	3,5	
	DDT	<0,5	<0,5	1,9	1,3	
3	DDE	0,8	1,7	3,4	3,2	
	DDD	0,8	2,2	3,5	3,6	
	DDT	0,6	0,6	0,7	0,6	
4	DDE	0,4	0,7	1	1,2	
	DDD	0,5	0,7	1,3	1,4	
	DDT	<0,5	<0,5	<0,5	0,5	

Som det fremgår av **Tabell 10** og **Figur 6** synes konsentrasjonen av DDT, DDD og DDE å øke med eksponeringstiden. De høyeste relative nivåene finnes vanligvis for DDD mens nivået av DDE kan synes noe lavere. Nivået av DDT er vanligvis markert lavere enn for både DDE og DDD.

Av **Figur 6** fremgår det at for St. 1 avtok nivåene for DDE og DDD i andemusling fra uke 4 til uke 8. For andemusling utplassert på St. 3 og St. 4, synes nivåene av DDE, DDD og DDT å ha nådd et maksimum etter 4 uker, men for andemusling fra St. 2 økte nivået av DDE og DDD gjennom hele forsøksperioden på 8 uker. Det er vanskelig å finne noen forklaring på at opptaket av DDE og DDD i andemusling varierer over tid avhengig av på hvilken stasjon de er utplassert.



Figur 6. Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i andemuslinger på stasjonene 1, 2, 3 og 4 i Ørsjøen etter eksponeringstider på 1, 2, 4 og 8 uker.

3.6 Isotopbestemmelser: En metodestudie

Gjennomsnittsverdier og standardavvik for isotopverdier i filétprøver fra lagesild fanget i Ørsjøen sommeren 1998 og i Mjøsa i årene 1996, 1997 og 1998 er gitt i **Tabell 11**.

Ved å kunne benytte lagesildprøver innsamlet i løpet av de siste 5 år fra Mjøsa, har vi hatt mulighet for å studere lokal variasjon i isotopforholdet i fiskefilét som funksjon av fangstår, årstid, fettinnhold og tørketemperatur for filéten. Prøvematerialet fra Mjøsa er så vidt stort at parallelle analyser av 10 individer fra ulike år og årstider kunne gjennomføres. Resultatene viser at både $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ holder seg tilnærmet konstant i lagesildprøver fra Mjøsa i denne tidsperioden. Videre tyder dataene på at isotopforholdet ikke påvirkes av om fisken tas om sommeren eller under gyteperioden om høsten.

Gjennomsnittlig fettinnhold i lagesild fra Mjøsa lå sommeren 1998 på 1.0%, mens den var 0.4% i Ørsjøen. For å undersøke om isotopverdiene i lagesildfilét varierte med fettinnhold ble to serier av lagesildfilét ekstrahert med et organisk løsemiddel slik at fett ble fjernet (Mjøsa, høsten 1997 og 1998). Isotopmålinger ble deretter utført på tørket, ekstrahert filét, og en fant at karbon isotopverdien endret seg (ble isotopisk tyngre), men i relativt liten grad. Mengde nitrogen i ekstrahert fett er svært liten og usikkerheten i målingen er derfor stor, men samme tendens antydes også for nitrogen isotopforholdet.

Det kan tyde på at spesielt for fet fisk kan prøveoppbeidelsen ha betydning for isotopbestemmelsene. Dersom trofisk nivå skal bestemmes svært nøyaktig for fiskearter med varierende og høyt fettinnhold i muskulaturen, bør derfor isotopanalyser utføres på prøver av ekstrahert, tørket fiskefilét. Videre viser undersøkelsen at tørketemperaturen, 60°C eller 105°C ikke har betydning for isotopanalysene. I praksis betyr dette at fiskefilét som er tørket i følge Norsk standard ved 105°C, kan tas vare på for senere isotopbestemmelse og vil gi samme isotopverdi som for filétprøver som er tørket ved 60°C.

Tabell 11. Stabile karbon- og nitrogenisotopverdier for prøver av lagesildfilét oppgitt som henholdsvis ‰ PDB og ‰ AIR.

Sted	År	Antall	Tørketemp °C	Prøve type	$\delta^{13}\text{C}$, middel	$\delta^{13}\text{C}$,STD	$\delta^{15}\text{N}$, middel	$\delta^{15}\text{N}$, STD
Mjøsa	Høst-96	10	105	Filét	-28,4	0,4	12,4	0,4
Mjøsa	Høst-97	10	105	Filét	-27,5	0,2	12,5	0,4
Mjøsa	Høst-97	10	60	Filét	-27,5	0,2	12,5	0,5
Mjøsa	Høst-97	10	60	Ekstrahert filét	-27,0	0,3	13,1	0,5
Mjøsa	Høst-98	10	105	Filét	-28,0	0,4	12,5	0,4
Mjøsa	Høst-98	10	60	Filét	-28,0	0,3	12,4	0,4
Mjøsa	Høst-98	10	60	Ekstrahert filét	-27,4	0,3	13,0	0,3
Mjøsa	Høst-98	10		Fett fra filét	-36,1	0,4	1,5	2,2
Mjøsa	Sommer-1998	10	105	Filét	-28,0	0,4	12,6	0,4
Ørsjøen	Sommer 1998	10	105	Filét	-26,7	0,4	7,9	0,4

3.6.1 $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ i sediment og organismer

Stabile C- og N-isotopforhold ble bestemt i sedimenter og biologiske prøver fra Ørsjøen og i lagesild fra Mjøsa 1998. Resultatene i form av $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ er oppsummert i **Tabell 11**. Andemuslingens isotopsignatur har bare delvis sin bakgrunn i Ørsjøen (dvs. forsøksperioden).

Som nevnt i kapittel 1.3 kan $\delta^{15}\text{N}$ brukes til å karakterisere de trofiske relasjonene mellom artene i en innsjø ved at $\delta^{15}\text{N}$ i gjennomsnitt øker ca. 3 ‰ for hvert trinn oppover i næringskjeden (Yoshi et al., 1999; Mc Kinley et al., 1999). For pålitelige beskrivelser kreves imidlertid etablering av et utgangspunkt ved $\delta^{15}\text{N}$ -målinger i en basisart (primærprodusent eller planteeter) over en lengre periode. Her er det bare gjort en måling i en sammensatt planktonprøve (dyr, planter, seston), og målingene i utplassert andemusling representerer bare delvis forholdene i Ørsjøen.

Med disse forbehold ses av **Tabell 12** at planktonprøven som forventet hadde klart lavest $\delta^{15}\text{N}$ og dessuten, sammen med andemusling, høyest $\delta^{13}\text{C}$.

Som det videre fremgår av **Tabell 12** ble det funnet $\delta^{15}\text{N}$ -verdier på omkring 7 i lagesild fra Ørsjøen, mens de øvrige fiskeartene lå på omkring 9. Dette tyder på at både gjedde, abbor og ål i vårt materiale har levd som rovfisk, mens lagesild er en planktoneter.

Lagesild fra Mjøsa hadde relativ høy $\delta^{15}\text{N}$ -verdi, - høyere enn i alle arter fra Ørsjøen. Mest sannsynlig skyldes dette at et annet $\delta^{15}\text{N}$ basisnivå (kfr. kap. 1.3) alternativt har sammenheng med et vesentlig enklere næringsnett i Ørsjøen enn i Mjøsa, der lagesilda kan tenkes i stor grad å leve av rovformer blant planktonkreps (*Mysis* o.a.).

Tabell 12. $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ (‰) i prøver av sediment, plankton, fisk og utplassert andemusling fra Ørsjøen 1998, samt i lagesild fra Mjøsa 1998.

Prøvetype	Lokalitet	Prøve	Antall	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Sediment	Ørsjøen (St. 3 + 4)	0-10 cm dyp	10	-27,9 (0,3)	0,1 (0,6)
Zoo-plankton	Skolebukta	Hel prøve	1 Bl.pr.	-34,0	-1,05
Andemusling*	Midtre Ørsjøen + kontroll	Bløtdeler	4 Bl.pr.	-35,0 (0,6)	7,3 (0,4)
Lagesild	Midtre Ørsjøen	Filet	10	-26,7 (0,4)	7,9 (0,2)
Lagesild	Mjøsa	Filet	10	-28 (0,4)	12,5 (0,4)
Abbor	Skolebukta	Filet	8	-24,2 (0,4)	9,3 (0,6)
Abbor	Midtre Ørsjøen	Filet	8	-23,8 (0,7)	9,2 (0,4)
Ål	Skolebukta	Filet	1 Bl.pr.	-24,8	8,9
Ål	Midtre Ørsjøen	Filet	1 Bl.pr.	-25,6	9,0
Gjedde	Skolebukta	Filet	4	-25,2 (0,8)	9,1 (0,5)
Gjedde	Midtre Ørsjøen	Filet	7	-24,5 (0,7)	9,2 (0,5)

*Andemuslingene var opprinnelig fra Padderudvannet i Asker.

3.7 Passive prøvetakere, SPMD

Passive prøvetakere, SPMD, ble samlet inn ved hvert tokt. Av totalt 10 SPMD på hver prøvestasjon ble det tatt 3, 2, 3 og 2 stk. etter hhv. 1, 2, 4 og 8 uker. Det ble analysert felt- og laboratorie blindprøver av SPMD, men OCs-komponenter ble ikke påvist.

3.7.1 Relative nivåer av OCs i triolein og polyetylenpølser

Hver SPMD ble tømt for sitt innhold av fett (triolein). Individuelle analyser ble utført både på triolein og på den tilnærmet tomme polyetylenpølsa. Alle enkelldata er presentert i **Tabell 26** og **Tabell 27**, **Vedlegg A**.

Gjennomsnittsnivåer av persistente klororganiske forbindelser i triolein og pr. polyetylenpølse er gitt i **Tabell 13** og **Tabell 14**. Verdiene av persistente klororganiske forbindelser i polyetylenpølsene er gitt i ng pr. ”pølse”, og vekten av disse var omkring 2 g. Tallverdiene i **Tabell 13** og **Tabell 14** er derfor ikke direkte sammenlignbare, men relative nivåforskjeller av OCs mellom triolein og polyetylenpølser derimot, kan sammenlignes. Forholdet mellom DDE, DDD og DDT var også noe forskjellig i de to mediene. Spesielt var verdiene for DDT relativt høyere i de tømte polyetylenpølsene sammenholdt med trioleinet. Det ble ikke funnet målbare verdier av ΣPCB_7 i trioleinet, mens lave nivåer kunne registreres i prøver av polyetylenpølsene (**Tabell 14**).

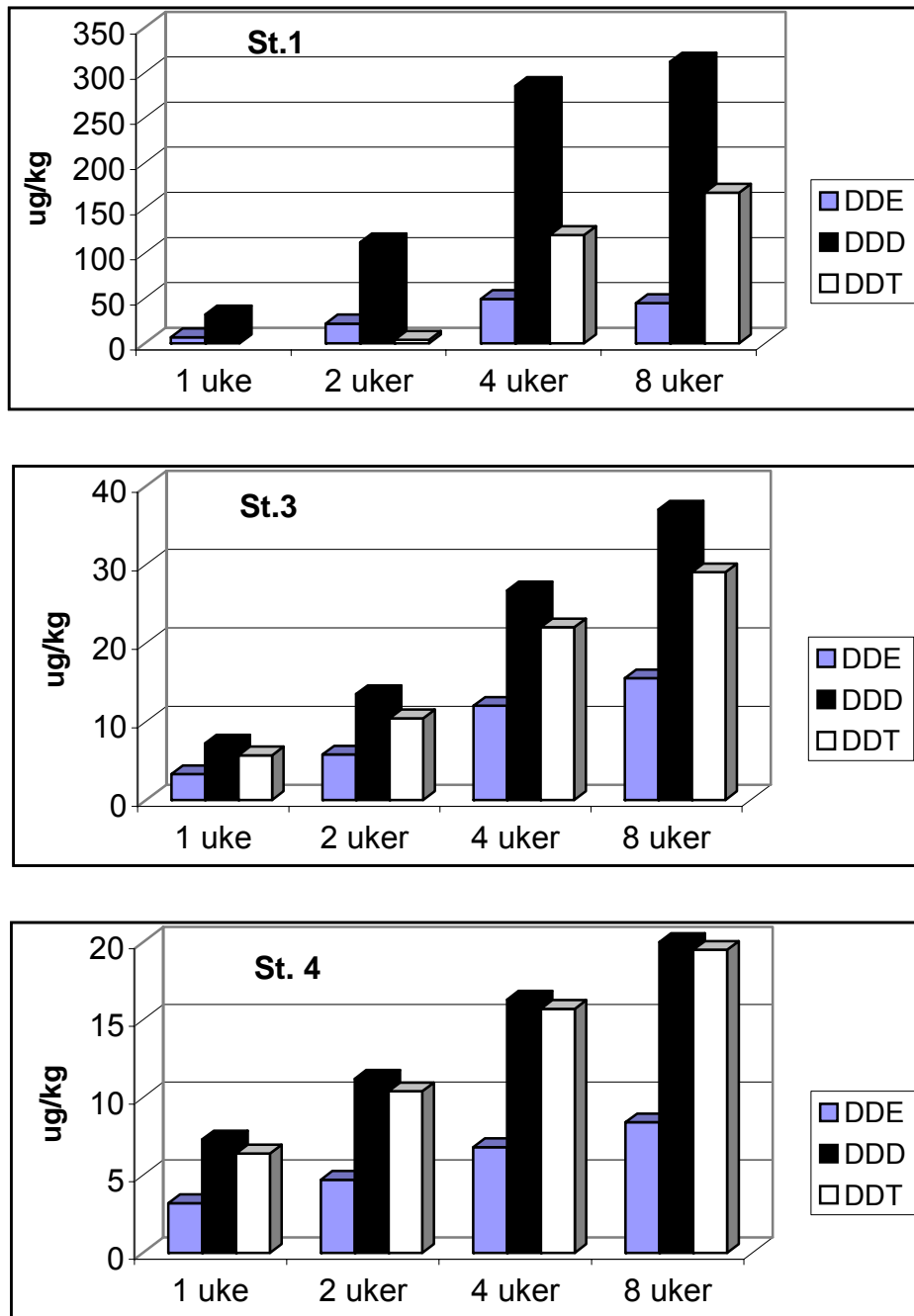
Konsentrasjonene i de tømte polyetylenpølsene vil ikke bli vurdert i den videre behandlingen av materialet.

Tabell 13. Persistente klororganiske forbindelser i triolein i passive prøvetakere (SPMD) fra stasjonene 1, 3 og 4 i Ørsjøen etter 1 til 8 ukers eksponering. Middelerverdier i triolein, kons.: µg/kg triolein.

St.nr.		1 uke	2 uker	4 uker	8 uker
1	α-HCH			2,8	5,3
	HCB	2	3,7	9,1	14,5
	γ-HCH	2,3		1,9	16,5
	DDE	6,8	22	49,3	44,5
	DDD	32	112	285	312
	DDT		4,1	120	167
3	α-HCH			2,6	2,7
	HCB	4,8	8,3	15,5	16,5
	γ-HCH	3,7	5	8,2	8
	DDE	3,3	5,8	12	15,5
	DDD	7,2	13,5	26,7	37
	DDT	5,7	10,4	22	29
4	α-HCH		2	2,8	2,5
	HCB	8,2	14	20	11,8
	γ-HCH	3,7	5,4	8,5	7,9
	DDE	3,2	4,7	6,8	8,4
	DDD	7,3	11,2	16,3	20
	DDT	6,4	10,4	15,7	19,5

Tabell 14. Persistente klororganiske forbindelser i de tilnærmet tomme polyetylenpølsene i passive prøvetakere (SPMD) fra stasjonene 1, 3 og 4 i Ørsjøen etter 1 til 8 ukers eksponering. Kons.: ng/polyetylenpølse.

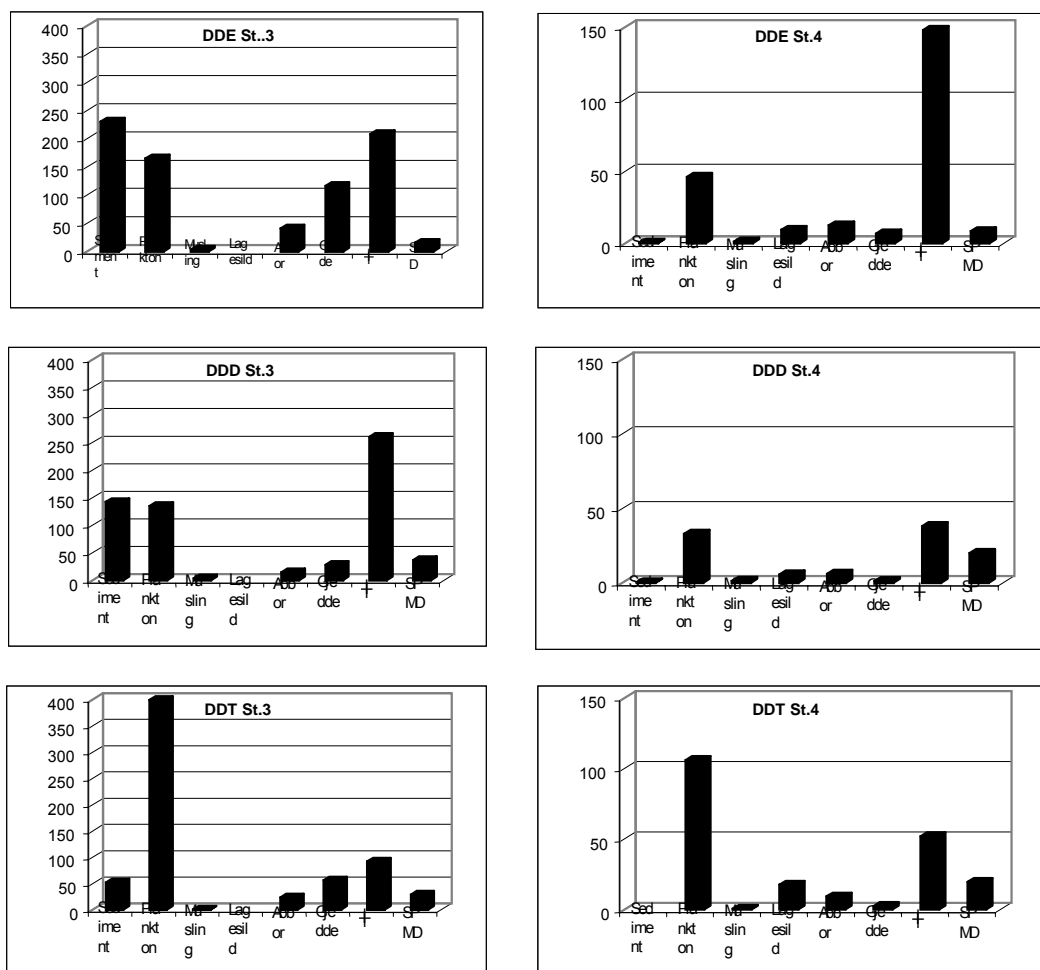
Stasjon		1 uke	2 uker	4 uker	8 uker
1	α-HCH				
	HCB		3,1	6,3	11,5
	γ-HCH	2,6	3,8	3	4,1
	ΣPCB ₇	1,2	1,2	1,9	2,5
	DDE	8,5	23	45,3	47
	DDD	35,3	95,5	124	132
	DDT	5	11	88,3	129
3	α-HCH				
	HCB	5,1	8,4	12	19,5
	γ-HCH	2,5	2,8	3,1	4,7
	ΣPCB ₇				
	DDE	3	6,3	11,3	13,5
	DDD	4	8,9	13,3	17,5
	DDT	6,9	10,2	10,4	24,5
4	α-HCH	<2			2
	HCB	7,4	11	14	18,5
	γ-HCH	2,7	2,6	3,3	4,7
	ΣPCB ₇	1,8	0,6	2,7	2,4
	DDE	2,9	4,4	5,9	9,2
	DDD	4,4	7,1	9,1	11,8
	DDT	6,2	9,2	11,5	18



Figur 7. Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i triolein i SPMD på stasjonene 1, 3 og 4 i Ørsjøen etter eksponeringstider på 1, 2, 4 og 8 uker.

3.7.2 Nivåer av OCs i triolein fra SPMDer

Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT i triolein på stasjonene 1, 3 og 4 økte jevnt under hele eksponeringen på 8 uker i Ørsjøen, og nivået kunne antagelig økt ytterligere ved lengre eksponeringstid. Sammenlignes dette med nivået av de samme forbindelsene i andemusling (**Figur 6**) fra de samme stasjonene, eksponert over samme tidsrom, viser det seg at muslingene oppnådde de høyeste konsentrasjonene etter 4 uker. Nivåene av disse tre forbindelsene er betydelig høyere i trioleinet enn i muslingene. Det relative forholdet mellom forbindelsene er også forskjellig i muslinger og triolein: DDE var 5 - 7 ganger høyere i triolein, DDD var 10 - 22 ganger høyere mens DDT var 40 - 140 ganger høyere i triolein sammenlignet med tørrvekt av muslingene. I begge medier opptrer DDD vanligvis med de høyeste konsentrasjonene.



Figur 8. Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT i $\mu\text{g/kg}$ tørrvekt for sedimenter, dyreplankton, abbor, ål, gjedde, lagesild, andemusling og triolein (SPMD) fra Ørsjøen.

3.7.3 Sammenligning av nivåer av OCs i SPMD (triolein) og biologisk materiale (tørrvekt)

Det kan være av interesse å sammenligne så mange som mulig av alle de undersøkte mediene i Ørsjøen: Vann, sedimenter, zoo-plankton, abbor, ål, gjedde, lagesild, andemusling og de passive prøvetakerene (SPMD). De fleste mediene (unntatt vann) kan omregnes eller justeres til tørrvekt, mens triolein i SPMD, som er en av de vesentlige her, bare kan vurderes ut fra fettvekt (vekt triolein).

Stasjonene 3 og 4 har dekning av de fleste medier, prøvetakingstider og analyseresultater. I **Figur 8** er konsentrasjonene av DDE, DDD og DDT **justert** til $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt for sedimenter, zoo-plankton, abbor, ål, gjedde, lagesild, andemusling og triolein fra de passive prøvetakerne ($\mu\text{g}/\text{kg}$ triolein). Abbor, gjedde og lagesild er antatt å inneholde 75% vann og ål 60% vann. De øvrige mediene er analysert etter tørrvekt. Som forventet finner vi noen av de høyeste verdier i ål på begge prøvestasjonene. Også gjedde, triolein (SPMD) og sedimentene har enkelte høye verdier. De til dels meget høye konsentrasjonene av spesielt DDT som ble funnet i zoo-plankton, var ikke ventet på forhånd.

4. Diskusjon

4.1 Erfaring med SPMD

Som det fremgår av **Tabell 3** er nivået av DDT med metabolitter blitt bestemt i vannprøver fra alle prøvetakingsstasjoner. Vannprøvene viser at nivået av DDT med metabolitter avtar fra punktkilden i Skolebukta, St. 1 og ut til St. 4 som ligger 500 m fra punktkilden, hvor konsentrasjonen av disse forbindelsene ligger på ca. 0.1 ng/liter.

SPMDer er blitt utplassert sammen med andemusling, og en finner analoge konsentrasjonsgradienter både relatert til eksponeringstid (opp til tre uker) og avstand fra punktkilden, **Tabell 10** og **Tabell 13**. Dette viser at SPMDer kan oppkonsentrere persistente klororganiske forbindelser som DDT analogt med biologisk materiale (andemusling), og at SPMDer er et effektivt verktøy til å spore punktutslipp inntil 500 m fra kilden. Videre viser resultatene at ved å utplassere SPMDer over en 8-ukers periode vil deteksjonsgrensen senkes, slik at betydelig lavere konsentrasjoner enn DDT-nivåer på ca. 0.1 ng/liter (ppt) nivå kan påvises. I denne sammenheng har undersøkelsen vist at sum PCB7 i fisk fra Ørsjøen ligger på antatt bakgrunnsnivå for PCB i ferskvannsfisk. På tross av dette kan vi påvise spor av PCB på overflaten av SPMDer etter 8 ukers eksponering (**Tabell 14**). I ettertid ser en at dette tema skulle vært studert mer inngående ved å utplassere SPMDer over enda lengre tidsrom, anslagsvis 3 til 4 måneder for å få klarlagt om SPMDer kan benyttes til kartlegging av bakgrunnsnivåer av persistente klororganiske forbindelser og dermed kunne vise seg å være et nyttig, ikke biologisk verktøy til å påvise små utslipp/punktkilder og til å avdekke regionale forskjeller i forurensningsnivå.

4.2 Vurdering av OCs-nivåer i sedimenter og biologisk materiale

Konsentrasjonene av DDT i overflatesedimentene i Skolebukta var meget høye sammenlignet med andre registreringer i Norge (Rognerud et al., 1997), mens fordelingen mellom DDT, DDE og DDD var mye likt det som er funnet i andre lokaliteter. Etter SFTs klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al., 1997) er overflatesedimentene i Skolebukta ”Meget sterkt forurenset”, mens ute i Ørsjøen var forurensningsgraden bare ”Moderat forurenset”. Det er ikke utarbeidet noe klassifiseringssystem for organiske miljøgifter i ferskvann, og det må vises stor forsiktighet ved bruk av dette marine systemet for ferskvann.

Den samme forsiktigheten må også utvises når vi sammenligner konsentrasjoner av miljøgifter i biologisk materiale fra Ørsjøen med marine organismer. Hvis vi likevel sammenligner SFTs klassifisering av blåskjell med andemuslinger fra Ørsjøen vil andemuslingene i Skolebukta kunne antas å være ”Moderat til Markert forurenset” etter 4 - 8 ukers eksponering, mens andemuslingene ute i Ørsjøen bare ble ”Ubetydelig forurenset” (Molvær et al., 1997). Vi kan også forsøke å sammenligne filét av abbor, gjedde og lagesild fra Ørsjøen og Skolebukta med torsk fra marine miljøer. Dette er alle magre fisker med en fettprosent på størrelsesorden 0,1 - 0,5 i filét. Vi ser da at abbor og gjedde fra Skolebukta er ”Sterkt til Meget sterkt forurenset”. I resten av Ørsjøen blir abbor, gjedde og lagesild karakterisert som ”Markert forurenset” (Molvær et al., 1997).

Det foreligger ingen systematiske kunnskaper om nivåer av DDT eller andre organiske miljøgifter i norske ferskvannsorganismer, men dette er nå under rapportering for fisk fra hele landet. (E. Fjeld, NIVA, pers. medd.). Det som hittil er gjort er listet opp av Brevik et al. (1995) og Knutzen et al. (1999). Verdiene fra Skolebukta i Ørsjøen er blant de høyeste som er registrert i landet. Sammenlignet med internasjonale registreringer finner vi verdiene fra Ørsjøen på høyde med de mer belastede lokalitetene i Europa og Nord-Amerika (Brevik et al., 1995).

4.3 Nivåer av OCs i sedimenter

Vannstanden i Ørsjøen ble økt med omkring én meter ved oppdemning av utløpsoset i perioden mellom 1994 og 1998. Dette kan ha bidratt til økt utvasking av DDT med metabolitter fra punktkildeområdet ved utløpet av en gammel kloakkledning fra planteskolen ved Skolebukta. Ved undersøkelsen i 1994 var dette punktkildeområdet et "tørrelagt" våtmyrfelt hvor det ble tatt sediment-/myrprøver over daværende vannspeil. I 1998 lå dette feltet ca. 1 meter under vann. Det er rimelig å anta at økt vannstand har endret tilgjengelighet og utvasking av DDT og metabolitter til Skolebukta og Ørsjøen på en slik måte at det kan være vanskelig å finne entydige sammenhenger mellom nivåer påvist i sedimenter og fisk fra 1994 og 1998. Med disse forbehold er antatt sammenlignbare resultater for sedimentdata fra de to årene satt opp i **Tabellene 15 og 16**.

Det er tidligere blitt analysert for persistente klororganiske forbindelser i sedimentprøver fra Skolebukta og fra dypområdene i Ørsjøen (Brevik et al., 1995). Prøvene er forsøkt tatt på samme steder både i 1994 og 1998. For Skolebukta ble prøvetakingsstasjon nr. 3 i 1998, liggende mellom stasjonene 3 og 4 fra 1994 på grunn av endrede sedimenteringsforhold. Fra alle sedimentdypene (0 - 2 cm, 2 - 4 cm og 8 - 12 cm) ble det i 1998 (stasjon 3) registrert mellomliggende eller lavere konsentrasjoner enn i 1994 (stasjonene 3 og 4). Dette gjelder for alle DDT derivater og γ -HCH og Σ PCB₇. Det kan derfor synes som konsentrasjonene av alle persistente klororganiske forbindelser i sedimentene fra Skolebukta og de dypeste områdene av Ørsjøen (**Tabell 16**) er blitt noe redusert i løpet av disse fire årene.

Tabell 15. Sedimentprøver fra Skolebukta i Ørsjøen analysert på γ -HCH, Σ PCB₇ og DDT fra stasjon 3 og 4 i 1994 (Brevik et al., 1995) og stasjon 3 i 1998. Verdiene er gitt som $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

Stasjon / År	3 - 4 / 1994	3 / 1998	3 - 4 / 1994	3 / 1998	3 - 4 / 1994	3 / 1998
Sedimentdyp	0-2cm	0-2cm	2-4cm	2-4cm	10-12cm	8-10cm
γ -HCH	6 - 2	0,4	7 - 1	0,3	0,1	0,2
Σ PCB ₇	15 - 7	1,6	7 - 5	0,3	5 - 1	0,2
DDE	850 - 320	230	1650 - 80	22	30 - 0,3	5
DDD	210 - 80	142	440 - 30	13	9 - 0,2	4
DDT	310 - 111	52	100 - 120	8	3 - 0,2	2
Sum DDT	1370 - 510	424	2190 - 230	43	43 - 0,7	11

Tabell 16. Sedimentprøver fra dypeste område av Ørsjøen, stasjon 5 i 1994 (Brevik et al., 1995) og stasjon 4 i 1998, analysert på γ -HCH, Σ PCB₇ og DDT. Verdiene er gitt som $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

Stasjon / År	5 / 1994	4 / 1998	5 / 1994	4 / 1998	5 / 1994	4 / 1998
Sedimentdyp	0-2cm	0-2cm	2-4cm	2-4cm	7-9cm	8-10cm
γ -HCH	0,1	0,2			0,1	0,4
Σ PCB ₇	9	0,2			1	0,2
DDE	80	0,4	40	0,4	0,2	<0,1
DDD	60	0,4	30	0,4	<0,2	<0,1
DDT	190	<0,2	40	<0,2	<0,2	<0,2
Sum DDT	330	0,8	110	0,8	0,2	<0,2

4.4 Nivåer av OCs i biologisk materiale

Ut fra litteraturdata hadde vi forventet økende konsentrasjoner av sum DDT med økende lengde, vekt, alder, fettinnhold i fisk og $\delta^{15}\text{N}$ (Hebert og Keenleyside, 1995, Rognerud et al., in press.), men som det fremgår av **Figur 10, Vedlegg A**, klarte vi ikke å påvise noen slike klare sammenhenger mellom de nevnte parametre og nivåer av OCs i de undersøkte fiskene fra Ørsjøen, kanskje med unntak av fettprosenten i abbor og sum DDT. Dette kan trolig skyldes det begrensede antall fisk som er undersøkt av hver art og for hver lokalitet, samtidig som det ble påvist meget store individuelle variasjoner i sum-DDT-nivå. For eksempel fant en for abborfilét fra Skolebukta at det var over 40 ganger forskjell mellom de laveste og høyeste nivåer av DDE (**Tabell 19, Vedlegg A**), og det var faktisk de tre største abborene fra Skolebukta som hadde de tre laveste nivåene. Dette kan skyldes at Skolebukta er et relativt lite område, og at det sannsynlig er spesielt større fisk som vandrer ut og inn og dermed blir mindre eksponert enn fisk som står mer permanent i Skolebukta.

Tabell 17. Middelverdier av persistente klororganiske stoffer i filéter av abbor og gjedde fra Skolebukta og fra øvrige deler av Ørsjøen fra 1994 og 1998, i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

Fisk/Sted	Abbor Skolebukta		Abbor Ørsjøen for- øvrig		Gjedde Ørsjøen for- øvrig	
	1994	1998	1994	1998	1994	1998
Middelvekt	216	374	173	529	1528	412
Min.-maks.vekt	156-300	128-680	127-232	130-617	959-1960	131-685
Fett%	0,05	0,1	0,07	0,2	0,09	0,1
γ -HCH	0,08	0,12	0,1	0,1	0,09	<0,1
ΣPCB_7	0,22	0,4	0,25	0,4	0,9	1,3
DDE	2,56	10,2	0,53	3,4	3,5	1,7
DDD	1,48	3,7	0,26	1,7	1,5	0,3
DDT	1,15	5,9	0,28	2,4	1,8	0,6
Sum DDT	5,19	19,8	1,07	7,5	6,8	2,6
Sum DDT/%fett	104	198	15,3	37,5	75,6	26

Til forskjell fra abbor, avtok nivået av sum-DDT i gjeddefilét til en tredjedel fra 1994 til 1998 (**Tabell 17**). Gjeddene som ble undersøkt var vesentlig større i 1994, men hadde omtrent samme fettinnhold. Det var ingen korrelasjoner i vårt materiale fra 1998 mellom fiskevekt og sum DDT (**Figur 10, Vedlegg A**). Den lavere fiskevekten i 1998 synes derfor ikke å kunne gi forklaring på lavere DDT konsentrasjoner i gjedder i 1998 sammenlignet med 1994. Som allerede nevnt kan det begrensede antallet fisk som er undersøkt for hver lokalitet i Ørsjøen være en medvirkende årsak til at vi ikke fant noen entydig trend i OCs-nivå i fisk fra 1994 til 1998.

4.5 Sammenligning av relative standardavvik (RSD%) for SPMD og fiskedata

Det er blitt hevdet at siden SPMD er et ikke-biologisk oppkonsentreringssystem, vil en få mindre spredning i analysedata ved å benytte denne teknikken til å kartlegge relative nivåer av persistente lite vannløselige forbindelser som DDT-gruppen enn det en oppnår ved analyse av fiskeprøver fra samme lokalitet (Prest et al., 1992, Huckins et al., 1990). For å undersøke om dette skulle være tilfelle for Ørsjøen er data for RSD% for DDT, DDE og DDD i SPMD og fiskefilét gitt i **Tabell 18**.

Selv om tallmaterialet er begrenset, tyder resultatene fra Ørsjøen på at det relative standardavviket for bestemmelse av DDT-gruppen ved bruk av SPMDer fra 2 til 3 ganger mindre enn det en oppnår ved å analysere det samme antall fisk. I praksis kan dette bety at ved å benytte SPMD-teknikken til å kartlegge punktutslipp eller til å se på effekter av forurensningshindrende tiltak, vil en raskere kunne påvise miljøendringer ved å benytte SPMDer enn ved å analysere innholdet av persistente miljøgifter som DDT-gruppen i samme antall lokalt forekommende fisk. Selv om denne studien viser at SPMDer effektivt kan benyttes til å kartlegge punktkilder for DDT-gruppen i Ørsjøen, betyr ikke dette at bruk av SPMD gir det totale kontamineringsmønster for alle typer persistente lite vannløselige komponenter som kan akkumuleres i biota (Bennett et al., 1996). SPMDers evne til å oppkonsentrere miljøgifter påvirkes av både fysiske og biologiske faktorer som temperatur, molekylstørrelse, kompleksering og begroing (Prest et al., 1992). SPMDer har derfor sin styrke i forbindelse med relative, kvalitative målinger som f.eks. påvisning av punktkilder for lokal forurensning og relative effekter av tiltak.

Tabell 18. Relativt STD (%), for prøver fra hvert prøvetakingssted. Prøver av triolein fra SPMD og fiskemusculatur (våtvekt).

Prøvetype, Stasjon, uke (U)	Antall	DDT	DDD	DDE
SPMD, St.1, U1	3		22	20
SPMD, St.1, U4	3	20	17	20
SPMD, St.3, U1	3	11	18	15
SPMD, St.3, U4	3	32	22	29
SPMD, St.4, U1	3	45	29	59
SPMD, St.4, U4	3	27	23	14
Gjennomsnitt, SPMD (triolein)		27	22	26
Lagesild	10	43	50	39
Gjedde, Skoleb.	4	50	59	51
Gjedde, Ørsjøen	5	66	66	65
Abbor, Skoleb.	6	113	102	136
Abbor, Ørsjøen	6	46	30	59
Gjennomsnitt, fiskefilét		64	61	70

5. Konklusjoner

Passive prøvetakere (SPMDer) er blitt utplassert over en 8 ukers periode sammen med andemusling på fire stasjoner i ulik avstand fra en DDT-punktkilde i innsjøen Ørsjøen i Østfold. SPMDer har vist seg å kunne oppkonsentrere persistente klororganiske forbindelser som DDT analogt med biologisk materiale (andemusling) og har vist seg å være et effektivt verktøy til å spore punktutslipp inntil 500 m fra kilden og til å kunne kontrollere effekter av miljøtiltak. Videre viser resultatene at ved å utplassere SPMDer over en 8-ukers periode, kan deteksjonsgrensen senkes slik at betydelig lavere konsentrasjoner enn DDT-nivåer på 0.1 ng/liter (ppt) nivå kan bestemmes.

Konsentrasjoner av DDE, DDD og DDT i SPMD, triolein økte jevnt under hele eksponeringen på 8 uker i Ørsjøen. Andemuslingene, som hadde samme eksponeringstid og -sted, syntes å oppnå de høyeste konsentrasjoner etter 4 uker. Nivåene av DDE, DDD og DDT var betydelig høyere i triolein enn i muslingene, og det relative forholdet var også forskjellig for muslinger og triolein .

Nivåene av DDT, DDE og DDD ble sammenlignet både på tørrvektsbasis for sedimenter, zooplankton, andemuslinger, abbor, gjedde, ål, lagesild, SPMD (triolein) og på fettvektsbasis for abbor, gjedde, ål, lagesild og SPMD (triolein). Beregnet på fettbasis fant vi de høyeste nivåene av DDT, DDE og DDD i abbor, gjedde og SPMD (triolein). Dersom vi anvender SFTs marine kriterier for "Klassifisering av miljøkvalitet" på materialet fra Ørsjøen og Skolebukta, finner vi at overflatesedimentene i Skolebukta var meget sterkt forurenset, andemuslingene var moderat til markert forurenset, mens fisken var sterkt til meget sterkt forurenset. I Ørsjøen for øvrig var sedimentene moderat forurenset, muslingene ubetydelig forurenset, mens fisken var markert forurenset.

Det ble ikke påvist noen klar endring i nivå av DDT med metabolitter for prøver av abbor og gjedde fanget nær punktkilden i tidsrommet fra 1994 til 1998. Dette kan skyldes at økt vannstand i denne perioden har endret graden av DDT-utvasking fra punktkildeområdet, men også at et begrenset antall prøver var tilgjengelige, - noe som kombinert med store individuelle forskjeller i OCs-nivå, resulterte i relativ stor usikkerhet i analysedataene. Selv om datagrunnlaget var begrenset, tydet resultatene på at det relative standardavvik for bestemmelse av DDT-gruppen ved bruk av SPMD var betydelig mindre enn det vi oppnådde ved å analysere det samme antall fisk fra Ørsjøen.

6. Referanser

- Bennet, E.R., Metcalf, T.L. & Metcalf, C.D. 1996. Semi-permeable membrane devices (SPMDs) for monitoring organic contaminants in the Otonabee River, Ontario. *Chemosphere* 33, 363-375
- Brevik, E.M., M. Grande, J. Knutzen, A. Polder og J.U. Skåre (1995). DDT-forurensning i fisk og sedimenter fra (Ørsjøen, Østfold) i 1994 jevnført med observasjoner fra 1975. NIVA rapport I. nr 3377-95.
- Brevik, E.M., M. Grande, J., Knutzen, A. Polder and J.U. Skåre (1996). DDT contamination of fish and sediments from Lake Ørsjøen, Southern Norway: Comparison of data from 1975 and 1994. *Chemosphere* 33, 2189-2200.
- Brevik, E.M, N. Følsvik, J. Knutzen, L. Lien and B. Andresen. Dynamics of DDT by analysis of water using SPMD, sediments and biota of various trophic levels. Abstract to 9th Annual Meeting of SETAC-Europe, 25-29 May, 1999.
- Brevik, E.M og N. Følsvik (1999). Passive prøvetakere for kartlegging av bioakkumulerbare miljøgifter. NIVAs årsberetning for 1998.
- Broman, D., C. Näf, C. Rolff, Y. Zebühr, B. Fry, B. and J. Hobbie (1992). Using ratios of stable nitrogen isotopes to estimate bioaccumulation and flux of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in two food chains from the northern Baltic. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11, 331-345.
- France, R.L. (1997). Stable carbon isotopic evidence for ecotonal coupling between boreal forests and fish. *Ecol. Freshw. Fish* 6, 78-83.
- Hebert, C.E. & Keenleyside, K.A. 1995. To normalize or not to normalize. Fat is the question. *Environ.Toxicol. Chem.* 14: 801-807.
- Hecky, R.E. og R.H. Hesslein (1995). Contributions of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. *J. N. Am. Benthol Soc.* 14, 631-653.
- Huckins, J.N., Tubergen, M.W. & Manuweera, K. 1990. Semipermeable membrane devices containing model lipid: A new approach to monitoring the bioavailability of lipophilic contaminants and estimating their bioconcentration potential. *Chemosphere* 20, 533-555.
- Huckins, J.N., G.K. Manuweera, J.D. Petty, D. Mackay and J.A. Labo (1993). Lipid-Containing Semipermeable membrane Devices for Monitoring Organic Contaminants in Water. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2489-2496.
- Jarman, W.M., K.A. Hobson, W.J. Sydeman, C.E. Bacon and E.B. McLaren, (1996). Influence of trophic position and feeding location on contaminant levels in the Gulf of the Farallones food web revealed by stable isotope analysis. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 654-660.
- Kidd, K.A., D.W. Schindler, R.H. Hesslein and D.C.G. Muir (1995). Correlation between stable nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. *The Science of the Total Environment*, 160/161, 381-390.

- Kidd, K.A., Hesslein, R.H., Ross, B.J., Koczanski, K., Stephens, G.R. og D.C.G. Muir (1998). Bioaccumulation of organochlorines through a remote freshwater food web in the Canadian Arctic. *Environ. Pollut.* 102, 91-103.
- Knutzen, J. (red.), Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygård, T., Savinova, T., Skåre, J.U. & Aanes K.J. 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning.
- Kveseth, N.J., (1981). Residues of DDT in a Contaminated Norwegian Lake Ecosystem. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 397-405.
- Leggett, M.F., Johannsson, O., Hesslein, R., Dixon, D.G., Taylor, W.D. og M.R. Servos (2000). Influence of inorganic nitrogen cycling on the $\delta^{15}\text{N}$ of Lake Ontario biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 1489-1496.
- McKinney, R.A., Lake, J.L., Allen, M. and S. Ryba (1999). Spatial variability in Mussels used to assess base level nitrogen isotope ratio in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia* 412: 17-24.
- Meili, M., Fry, B. og G.W. Kling (1993). Fractionation of stable isotopes (^{13}C , ^{15}N) in the food web of a humic lake. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 25, 501-505.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson J., Rygg, B., Skei J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. Statens forurensningstilsyn. 97:03.
- Owens, N.J.P. (1987). Natural variations in ^{15}N in the marine environment. *Adv. Mar. Biol.*, 24, 390-451.
- Pedersen-Bjergaard, S., S.I. Semb, E.M. Brevik and T. Greibrokk (1996, a). Capillary gas chromatography combined with atomic emission detection for PCB analysis. *J. Chromatography, A* 723, 337-348.
- Pedersen-Bjergaard, S., S.I. Semb, J. Vedde, E.M. Brevik and T. Greibrokk (1996, b). Environmental screening by capillary gas chromatography combined with mass spectrometry and atomic emission spectroscopy. *Chemosphere.* 32, 1103-1115.
- Peterson, B.J. and B. Fry (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 18, 293-320.
- Peterson, B.J., R.W. Howarth, and R.H. Garritt (1985). Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine food webs. *Science*, 227, 1361-1363.
- Prest, H.F., Jarman, W.M., Burns, S.A., Weismuller, T., Martin, M. & Huchins J.N. 1992. *Chemosphere* 25, 1811-1823.
- Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E., 1997. Regionale undersøkelser av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 712/97, TA 1484/1997. Norsk institutt for vannforskning, l.nr. 3699-97.
- Rognerud, S., Grimalt, J.O., Hofer, R., Lackner, R., Rosseland, B.O., Massabuau, J.C. and Lien, L. Mercury and organochlorine contamination in brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and Svalbard archipelago. Manus.

Rolff, C, D. Broman, C. Näf and Y. Zebühr (1993). Potential biomagnification of PCDD/Fs - New possibilities for quantitative assessment using stable isotope trophic position. *Chemosphere*, 27, 461-468.

Vander Zanden, M.J. and J.B. Rasmussen (1999). The primary consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* 80, 1395-1404.

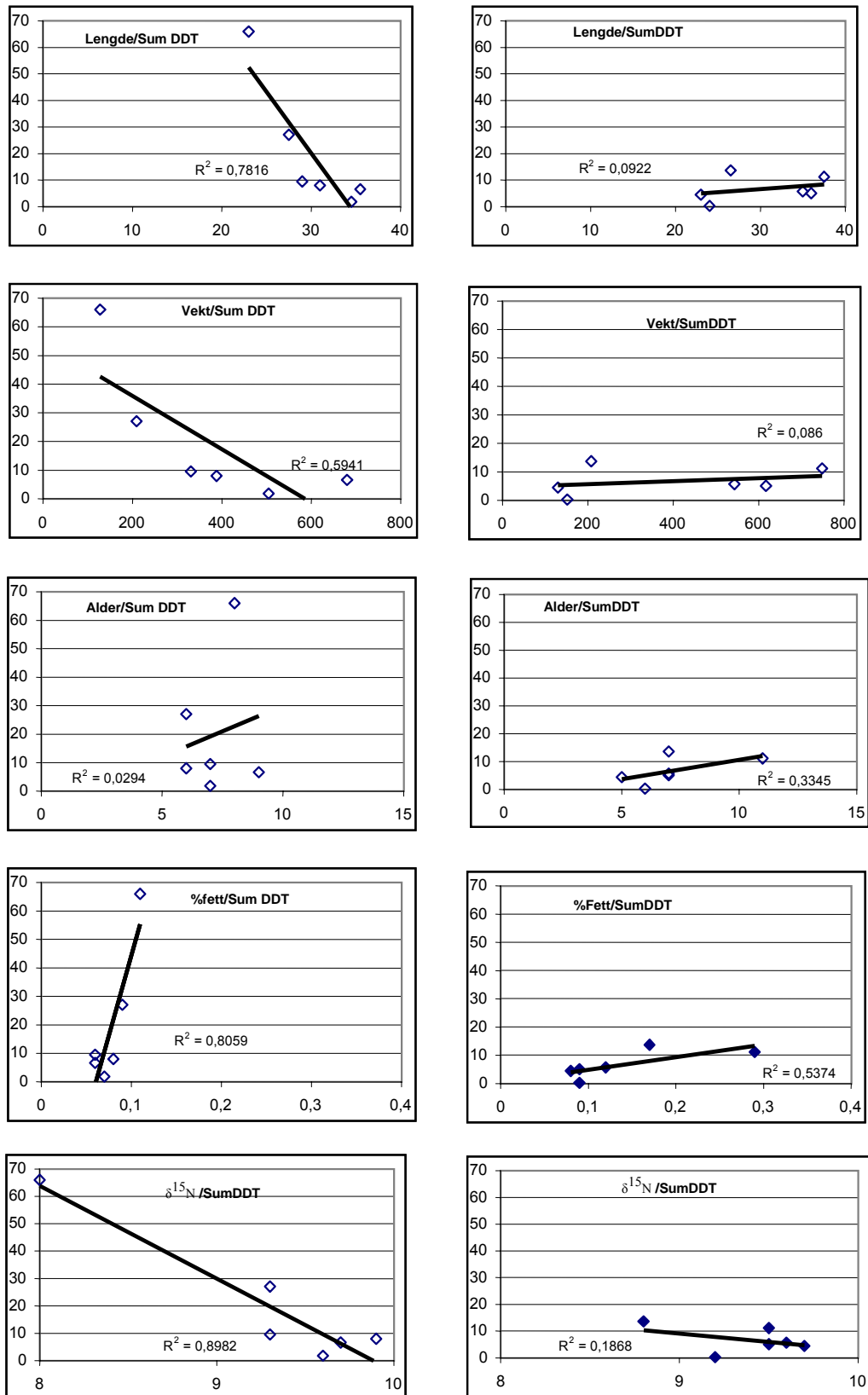
Vedlegg A

Tabell 19. Nivåer av persistente klororganiske stoffer i individuelle prøver av abborfilét fra Skolebukta, 1998, i µg/kg våtvekt.

Prøve nr.	#22 (S1)	#23 (S6)	#24 (S11)	#25 (S12)	#26 (S16)	#27 (S18)	Middel	St.dev.
Lengde	29	27,5	23	35,5	34,5	31	30,1	4,6
Vekt	331	209	128	680	505	388	373,5	200,3
Alder	7	6	8	9	7	6	7,2	1,2
Fett%	0,06	0,09	0,11	0,06	0,07	0,08	0,1	0,0
δ ¹⁵ N	9,3	9,3	8	9,7	9,6	9,9	9,3	0,7
α-HCH	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
HCB	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
γ-HCH	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,12	0,04
ΣPCB ₇	0,3	0,6	0,9	0,2	0,1	0,1	0,4	0,3
DDE	3,2	14	37	2,4	0,9	3,8	10,2	13,9
DDD	2,7	6,5	10	1,3	0,3	1,4	3,7	3,8
DDT	3,6	6,6	19	2,9	0,6	2,8	5,9	6,7
Sum DDT	9,5	27,1	66	6,6	1,8	8	19,8	24,4

Tabell 20. Nivåer av persistente klororganiske stoffer i individuelle prøver, samt to blandprøver, av abborfilét fra øvrige deler av Ørsjøen, 1998, i µg/kg våtvekt.

Prøve nr	#31(M3)	#32(M6)	#33(M8)	#34(M12)	#35(M13)	#36 (M14)	Middel	STDEV	#37Bl.p	#38 Bl.p
Lengde	23	24	26,5	37,5	35	36	33,8	4,9		
Vekt	130	152	208	749	543	617	529,3	230,5		
Alder	5	6	7	11	7	7	8,0	2,0		
Fett%	0,08	0,09	0,17	0,29	0,12	0,09	0,2	0,1	0,1	0,15
δ ¹⁵ N	9,7	9,2	8,8	9,5	9,6	9,5	9,4	0,4		
α-HCH	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			<0,1	<0,1
HCB	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			<0,1	<0,1
γ-HCH	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
ΣPCB ₇	0,2	0,2	0,8	0,6	0,2	0,2	0,4	0,2	0,5	0,5
DDE	2,7	0,3	8,5	4,3	1,8	2,5	3,4	2,0	3,9	1
DDD	1,1	<0,1	2	2,7	1,4	1,4	1,7	0,5	1,6	0,5
DDT	0,7	<0,1	3,2	4,2	2,5	1,2	2,4	1,1	1,7	<0,1
SumDDT	4,5	0,3	13,7	11,2	5,7	5,1	6,8	3,8	7,2	1,5



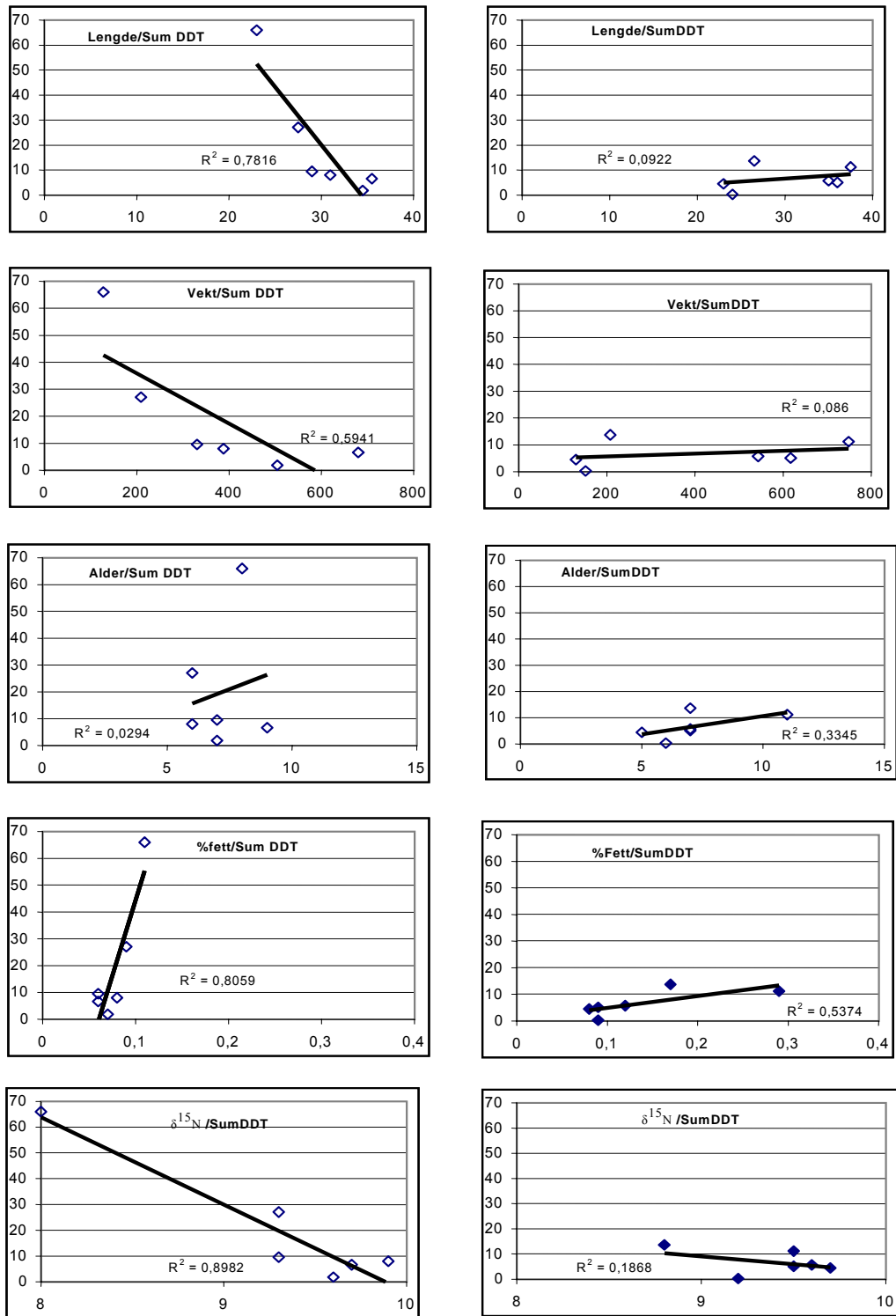
Figur 9. Abbor fra Skolebukta (venstre rekke) og Ørsjøen for øvrig (høyre). Lengde, vekt, alder, % fett og $\delta^{15}N$ sett i forhold til sum DDT + DDE + DDD.

Tabell 21. Nivåer av persistente klororganiske stoffer i individuelle prøver av gjeddefilét fra Skolebukta, 1998, i µg/kg våtvekt.

Prøve nr.	#11 (S1)	#12 (S2)	#13 (S3)	#14 (S4)	Middel	St.dev.
Lengde	39	28,5	33	28	32,1	5,1
Vekt	404	128	206	112	212,5	134,1
Alder	4	2	3	2	2,8	1,0
Fett%	0,13	0,14	0,16	0,12	0,1	0,0
δ ¹⁵ N	9,5	8,5	9,4	8,8	9,1	0,5
α-HCH	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
HCB	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
γ-HCH	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
ΣPCB ₇	1,5	1,1	0,6	1	1,1	0,4
DDE	47	34	16	18	28,8	14,6
DDD	13	7,6	5,6	2,8	7,3	4,3
DDT	22	18	7,5	8,9	14,1	7,0
Sum DDT	82	59,6	29,1	29,7	50,1	25,6

Tabell 22. Nivåer av persistente klororganiske stoffer i individuelle prøver av gjeddefilét fra øvrige deler av Ørsjøen, 1998, i µg/kg våtvekt.

Prøve nr.	#16 (H5)	#17 (H6)	#18 (H7)	#19 (H8)	#20 (H10)	Middel	St.dev.
Lengde	50,5	48	43,5	37	26,5	41,1	9,6
Vekt	685	605	413	260	96	411,8	242,2
Alder	5	5	4	3	2	3,8	1,3
Fett%	0,11	0,19	0,13	0,11	0,15	0,1	0,03
δ ¹⁵ N	10,1	9,3	8,9	9,1	8,6	9,2	
α-HCH	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
HCB	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
γ-HCH	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1		
ΣPCB ₇	1,1	0,5	2,7	1,4	0,7	1,3	0,9
DDE	1,7	0,6	3,3	2,2	0,9	1,7	1,1
DDD	0,2	0,1	0,5	0,3	0,2	0,3	0,2
DDT	0,5	0,1	1,1	0,7	0,4	0,6	0,4
Sum DDT	2,4	0,8	4,9	3,2	1,5	2,6	1,7



Figur 10. Gjerdde fra Skolebukta (venstre rekke) og Ørsjøen for øvrig (høyre). Lengde, vekt, alder, % fett og $\delta^{15}\text{N}$ sett i forhold til sum DDT + DDE + DDD.

Tabell 23. Nivåer av persistente klororganiske stoffer i individuelle prøver av lagesildfilet fra Ørsjøen, 1998, i µg/kg våtvekt.

Prøve nr.	#1 (Ø1)	#2 (Ø2)	#3 (Ø3)	#4 (Ø4)	#5 (Ø5)	#6 (Ø6)	#7 (Ø7)	#8 (Ø8)	#9 (Ø9)	#10 (Ø14)	Middel	St.dev
Lengde	21	21	20,5	21,5	21,5	20	21	21	20,5	20,5	20,9	0,5
Vekt	71	70	66	73	67	76	67	67	61	69	68,7	4,1
Alder	6	6	6	7	5	6	7	6	5	6	6	0,7
Fett%	0,35	0,47	0,34	0,38	0,44	0,43	0,28	0,57	0,46	0,27	0,4	0,1
δ ¹⁵ N	7,5	8,1	7,6	7,8	7,9	8	8,1	8	8	7,9	7,9	0,2
δ ¹³ C	-27,1	-26,6	-26,8	-27,3	-26,6	-26,4	-26	-26,7	-26,9	-26,7	-26,7	0,4
α-HCH	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
HCB	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
γ-HCH	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,2	0,0
ΣPCB ₇	1,5	2,5	1,6	1,1	1,9	1,8	0,9	2,3	1,4	0,8	1,6	0,6
DDE	1,6	3,3	2,1	3,8	2,3	2,3	1,3	3,4	1,8	1,3	2,3	0,9
DDD	0,9	1,5	1,1	3,1	1,3	1,4	0,9	1,5	1,2	0,8	1,4	0,7
DDT	3,5	5	3,6	8,7	4,5	4,4	1,6	5,7	3,7	3,2	4,4	1,9
SumDDT	6	9,8	6,8	15,6	8,1	8,1	3,8	10,6	6,7	5,3	8,1	

Tabell 24. Nivåer av persistente klororganiske stoffer i individuelle prøver av lagesildfilet fra Mjøsa, 1998, i µg/kg våtvekt.

Prøve nr.	#1 (M1)	#2 (M2)	#3 (M3)	#4 (M4)	#5 (M5)	#6 (M6)	#7 (M7)	#8 (M8)	#9 (M9)	#10 (M10)	Middel	St.dev.
Lengde	20	19,5	20	20	20	19,5	20	19,5	19,5	19	19,7	0,3
Vekt	51	48,8	48,2	48,3	52,4	52,7	59,2	47,5	37,9	38,8	48,5	6,3
Alder	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	0
Fett%	1,1	0,91	0,64	1,2	0,76	1	1,1	0,82	0,65	2,2	1,0	0,5
δ ¹⁵ N	12,4	12,1	12,1	12,5	13,1	13,3	12,5	12,6	12,3	12,6	12,6	0,4
δ ¹³ C	-28,7	-28	-27,8	-27,8	-27,5	-27,7	-27,9	-27,6	-28	-28,3	-27,9	0,4
α-HCH	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	0,2	
HCB	0,2	0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,5	0,2	0,1
γ-HCH	0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,3	0,2	0,1
ΣPCB ₇	7,1	12	18	5,1	11	14	12	8	16	12	12	4
DDE	5	8,8	10	2,5	5,1	9,2	8,7	4	9,8	10	7,3	2,8
DDD	0,7	0,7	0,6	0,3	0,4	0,9	0,6	0,3	0,5	1,3	0,6	0,3
DDT	3,7	5,3	4	1,2	2,4	4	3,7	1,6	3,6	7	3,7	1,7
SumDDT	9,4	14,8	14,6	4	7,9	14,1	13	5,9	13,9	18,3	11,6	

Tabell 25. Lengder (cm) og våtvekt (g) av bløtdeler av andemuslinger (*Anodonta anatina*) som ble holdt i bur i Ørsjøen 1998.

Dato	Prøvemerkning	Nr	Lengde	Våtvekt	Mrk.	Middel lengde	Middelvekt	Vekt/Lengde	Middel
18.08.1998	T-0 prøve 9	1	8,5	17	Kontroll	8,0	14,0	2,0	1,8
		2	8,1	12,64	Kontroll			1,6	
		3	8,2	15,08	Kontroll			1,8	
		4	7,1	11,37	Kontroll			1,6	
25.08.1998	St.1 prøve 1	1	10,3	19,3		9,2	18,1	1,9	2,0
		2	9,2	20,66				2,2	
		3	8,1	14,28				1,8	
25.08.1998	St.2 prøve 10	1	9,9	20,93		8,9	15,3	2,1	1,7
		2	9	14,28				1,6	
		3	7,7	10,71				1,4	
25.08.1998	St.3 prøve 5	1	9,1	16,2		8,7	15,7	1,8	1,8
		2	8,9	16,86				1,9	
		3	8,1	14				1,7	
25.08.1998	St.4 prøve 14	1	10,4	24,93		9,5	19,8	2,4	2,1
		2	9,3	22,06				2,4	
		3	8,8	12,41				1,4	
02.09.1998	St.1 prøve 2	1	8,5	15,07		8,0	12,1	1,8	1,5
		2	8,2	11,13				1,4	
		3	7,3	10,09				1,4	
02.09.1998	St.2 prøve 11	1	8,6	16,77		8,5	15,8	2,0	1,9
		2	8,5	14,81				1,7	
		3	8,5	15,92				1,9	
02.09.1998	St.3 prøve6	1	9,2	16,61		8,8	14,7	1,8	1,7
		2	8,8	16,08				1,8	
		3	8,4	11,4				1,4	
02.09.1998	St.4 prøve 15	1	9,3	17,55		9,0	16,5	1,9	1,8
		2	9,3	18,92				2,0	
		3	8,3	12,97				1,6	
16.09.1998	St.1 prøve 3	1	8,9	13,5		8,4	12,8	1,5	1,5
		2	8,5	13,87				1,6	
		3	7,9	11,01				1,4	
16.09.1998	St.2 prøve 12	1	10,5	30,69		9,0	17,5	2,9	1,9
		2	8,4	11,19				1,3	
		3	8,1	10,7				1,3	
16.09.1998	St.3 prøve 7	1	10	17,49		9,2	15,1	1,7	1,6
		2	9,3	16,84				1,8	
		3	8,2	10,93				1,3	
16.09.1998	St.4 prøve 16	1	10,2	18,54		8,6	13,3	1,8	1,5
		2	8,6	15,27				1,8	
		3	7	6,07				0,9	
13.10.1998	St.1 prøve 4	1	9,2	17,86		7,6	9,8	1,9	1,2
		2	8,4	11,83				1,4	
		3	7,8	8,89				1,1	
		4	6,7	5,93				0,9	
		5	6,1	4,34				0,7	

Fortsettelse av **Tabell 25**.

Dato	Prøvemerkning	Nr	Lengde	Våtvekt	Mrk.	Middel lengde	Middelvekt	Vekt/Lengde	Middel
13.10.1998	St.2 prøve 13	1	9,1	14,77		8,6	13,6	1,6	1,6
		2	9,1	17,02				1,9	
		3	8,5	14,08				1,7	
		4	7,5	8,59				1,1	
13.10.1998	St.3 prøve 8	1	9,8	20,16		9,0	17,5	2,1	1,9
		2	9,2	19,57				2,1	
		3	8,7	13,9				1,6	
		4	8,4	16,48				2,0	
13.10.1998	St.4 prøve 17	1	9,1	18		8,5	14,6	2,0	1,7
		2	9,3	16,54				1,8	
		3	7,7	12,24				1,6	
		4	7,8	11,44				1,5	

Tabell 26. Konsentrasjoner av persistente klororganiske forbindelser målt som µg/kg triolein i de enkelte SPMD enhetene, samt middel og standardavvik for hver stasjon og prøvetakings-

Stasjon nr.	Kode	Uker / Dato	α -HCH	HCB	γ -HCH	DDE	DDD	DDT	Σ PCB7
1	T101	1 / 25-8	<2	2	2,3	6,4	30	<2	<2
1	T102	1 / 25-8	<2	2	2,3	5,7	26	<2	<2
1	T103	1 / 25-8	<2	2	2,4	8,4	40	<2	<2
1	Middel	1 / 25-8		2	2,3	6,8	32		
1	STDEV	1 / 25-8		0	0,1	1,4	7,2		
1	T104	2 / 2-9	<2	3,3	<2	22	109	3,1	
1	T105	2 / 2-9	<2	4	<2	22	115	5	
1	Middel	2 / 2-9		3,7		22	112	4,1	
1	STDEV	2 / 2-9		0,5		0	4,2	1,3	
1	T106	4 / 16-9	2	8	8,7	44	295	101	<2
1	T107	4 / 16-9	4	10	15	61	327	147	<2
1	T108	4 / 16-9	2,5	9,2	12	43	233	113	<2
1	Middel	4 / 16-9	2,8	9,1	11,9	49,3	285	120,3	
1	STDEV	4 / 16-9	1	1	3,2	10,1	47,8	23,9	
1	T109	8 / 13-10	5,2	14	17	45	335	167	<2
1	T110	8 / 13-10	5,3	15	16	44	290	168	<2
1	Middel	8 / 13-10	5,3	14,5	16,5	44,5	312,5	167,5	
1	STDEV	8 / 13-10	0,1	0,7	0,7	0,7	31,8	0,7	
3	T301	1 / 25-8	<2	4,3	3,3	2,8	6,3	5	<2
3	T302	1 / 25-8	<2	5	3,9	3,8	8,7	5,9	<2
3	T303	1 / 25-8	<2	5,2	3,9	3,2	6,7	6,1	<2
3	Middel	1 / 25-8		4,8	3,7	3,3	7,2	5,7	
3	STDEV	1 / 25-8		0,5	0,3	0,5	1,3	0,6	
3	T304	2 / 2-9	<2	<2	5	5	11	7,8	<2
3	T305	2 / 2-9	<2	8,3	5	6,6	16	13	<2
3	Middel	2 / 2-9		8,3	5	5,8	13,5	10,4	
3	STDEV	2 / 2-9			0	1,1	3,5	3,7	
3	T306	4 / 16-9	2,7	<2	7,4	7,9	20	14	<2
3	T307	4 / 16-9	2	13	7,9	14	30	25	<2
3	T308	4 / 16-9	3	18	9,2	14	30	27	<2
3	Middel	4 / 16-9	2,6	15,5	8,2	12	26,7	22	
3	STDEV	4 / 16-9	0,5	3,5	0,9	3,5	5,8	7	
3	T309	8 / 13-10	<2	12	7	14	36	27	<2
3	T310	8 / 13-10	2,7	21	9	17	38	31	<2
3	Middel	8 / 13-10	2,7	16,5	8	15,5	37	29	
3	STDEV	8 / 13-10		6,4	1,4	2,1	1,4	2,8	
4	T401	1 / 25-8	<2	<2	3,1	1	4,9	3,1	<2
4	T402	1 / 25-8	<2	8,2	3,9	4,1	8,1	7,5	<2
4	T403	1 / 25-8	<2	8,1	4,1	4,4	8,8	8,7	<2
4	Middel	1 / 25-8	<2	8,2	3,7	3,2	7,3	6,4	<2
4	STDEV	1 / 25-8		0,1	0,5	1,9	2,1	2,9	
4	T404	2 / 2-9	<2	<2	4,8	3,5	8,3	7,8	<2
4	T405	2 / 2-9	2	14	6	5,9	14	13	<2
4	Middel	2 / 2-9	2	14	5,4	4,7	11,2	10,4	<2
4	STDEV	2 / 2-9			0,8	1,7	4	3,7	
4	T406	4 / 16-9	2,7	<2	8	5,7	12	11	<2
4	T407	4 / 16-9	2,8	19	8,6	7,3	18	17	<2
4	T408	4 / 16-9	<2	21	8,8	7,5	19	19	<2
4	Middel	4 / 16-9	2,8	20	8,5	6,8	16,3	15,7	<2
4	STDEV	4 / 16-9	0,1	1,4	0,4	1	3,8	4,2	
4	T409	8 / 13-10	2,2	2,6	7	5,8	14	12	<2
4	T410	8 / 13-10	2,7	21	8,8	11	26	27	<2
4	Middel	8 / 13-10	2,5	11,8	7,9	8,4	20	19,5	<2
4	STDEV	8 / 13-10	0,25	9,2	0,9	2,6	6	7,5	

tidspunkt.

Tabell 27. Konsentrasjoner av persistente klororganiske forbindelser målt i hver av de tømte SPMD polyetylenpølsene, samt middel og standardavvik for hver stasjon og prøvetakings-tidspunkt. Kons.: ng/polyetylenpølse.

Stasjon nr.	Kode	Uker / Dato	α -HCH	HCB	γ -HCH	DDE	DDD	DDT	Σ PCB7
1	PE101	1 / 25-8	<2	<2	2,6	7,6	31	5	0,8
1	PE102	1 / 25-8	<2	<2	2,6	7,8	36	5	1,3
1	PE103	1 / 25-8	<2	<2	2,6	10	39	5	1,6
1	Middel	1 / 25-8			2,6	8,5	35,3	5	1,2
1	STDEV	1 / 25-8			0	1,3	4	0	0,4
1	PE104	2 / 2-9	<2	2,6	3,8	25	119	12	1,5
1	PE105	2 / 2-9	<2	3,6	<2	21	72	10	0,9
1	Middel	2 / 2-9		3,1	3,8	23	95,5	11	1,2
1	STDEV	2 / 2-9		0,7		2,8	33,2	1,4	0,4
1	PE106	4 / 16-9	<2	6,1	2,7	42	107	70	1,7
1	PE107	4 / 16-9	<2	6,2	3	46	125	91	2
1	PE108	4 / 16-9	<2	6,7	3,4	48	140	104	2
1	Middel	4 / 16-9		6,3	3	45,3	124	88,3	1,9
1	STDEV	4 / 16-9		0,3	0,4	3,1	16,5	17,2	0,2
1	PE109	8 / 13-10	<2	11	4	44	112	110	2,3
1	PE110	8 / 13-10	<2	12	4,1	50	152	148	2,7
1	Middel	8 / 13-10		11,5	4,1	47	132	129	2,5
1	STDEV	8 / 13-10		0,7	0,1	4,2	28,3	26,9	0,3
3	PE301	1 / 25-8	<2	5,9	3,5	2,8	5,1	12	<2
3	PE302	1 / 25-8	<2	4,6	2,1	3,1	3,7	4,4	<2
3	PE303	1 / 25-8	<2	4,8	2	3,1	3,3	4,2	<2
3	Middel	1 / 25-8		5,1	2,5	3	4	6,9	
3	STDEV	1 / 25-8		0,7	0,8	0,2	0,9	4,4	
3	PE304	2 / 2-9	<2	<2	3	6,2	10	12	2,2
3	PE305	2 / 2-9	<2	8,4	2,5	6,3	7,8	8,4	<2
3	Middel	2 / 2-9		8,4	2,8	6,3	8,9	10,2	
3	STDEV	2 / 2-9			0,4	0,1	1,6	2,5	
3	PE306	4 / 16-9	<2	<2	3,6	12	17	1,3	3,6
3	PE307	4 / 16-9	<2	12	2,7	11	12	16	<2
3	PE308	4 / 16-9	<2	12	2,9	11	11	14	<2
3	Middel	4 / 16-9		12	3,1	11,3	13,3	10,4	
3	STDEV	4 / 16-9		0	0,5	0,6	3,2	8	
3	PE309	8 / 13-10	<2	22	6,3	14	20	26	<2
3	PE310	8 / 13-10	<2	17	3	13	15	23	<2
3	Middel	8 / 13-10		19,5	4,7	13,5	17,5	24,5	
3	STDEV	8 / 13-10		3,5	2,3	0,7	3,5	2,1	
4	PE301	1 / 25-8	<2	5,9	3,5	2,8	5,1	12	<2
4	PE302	1 / 25-8	<2	4,6	2,1	3,1	3,7	4,4	<2
4	PE303	1 / 25-8	<2	4,8	2	3,1	3,3	4,2	<2
4	Middel	1 / 25-8		5,1	2,5	3	4	6,9	
4	STDEV	1 / 25-8		0,7	0,8	0,2	0,9	4,4	
4	PE304	2 / 2-9	<2	<2	3	6,2	10	12	2,2
4	PE305	2 / 2-9	<2	8,4	2,5	6,3	7,8	8,4	<2
4	Middel	2 / 2-9		8,4	2,8	6,3	8,9	10,2	
4	STDEV	2 / 2-9			0,4	0,1	1,6	2,5	
4	PE306	4 / 16-9	<2	<2	3,6	12	17	1,3	3,6
4	PE307	4 / 16-9	<2	12	2,7	11	12	16	<2
4	PE308	4 / 16-9	<2	12	2,9	11	11	14	<2
3	Middel	4 / 16-9		12	3,1	11,3	13,3	10,4	
4	STDEV	4 / 16-9		0	0,5	0,6	3,2	8	
4	PE309	8 / 13-10	<2	22	6,3	14	20	26	<2
4	PE310	8 / 13-10	<2	17	3	13	15	23	<2
4	Middel	8 / 13-10		19,5	4,7	13,5	17,5	24,5	
4	STDEV	8 / 13-10		3,5	2,3	0,7	3,5	2,1	

Vedlegg B