



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 724/98

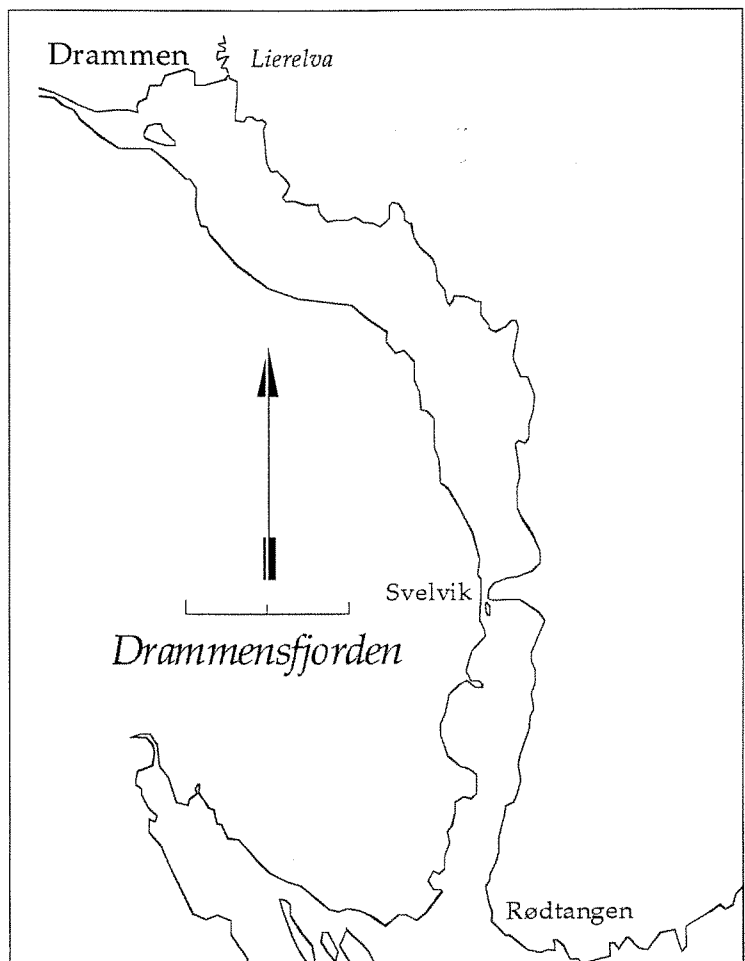
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Biotilgjengelighet av
Hg, Cd, PCB og
DDT under
reoksidasjon av
anoksiske
sedimenter fra
Drammensfjorden.



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 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 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Biotilgjengelighet av Hg, Cd, PCB og DDT under reoksidasjon av anoksiske sedimenter fra Drammensfjorden	Løpenr. (for bestilling) 3827-98	Dato 15.03.98
	Prosjektnr. Undernr. O-94019/P-954471	Sider Pris 35+app.
Forfatter(e) Morten T. Schaanning	Fagområde Eutrofi/Miljøgift	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Drammensfjorden	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) SFT - Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport nr 724/98, TA-1525/1998	Oppdragsreferanse SFT 95546, del 1
---	---------------------------------------

Sammendrag

Tiltak mot eutrofiering vil kunne gjenopprette tilfredstillende oksygenforhold i mange sedimenter som har vært anoksiske i en periode med store utslipp av både næringssalter og miljøgifter. Potensialet for overføring av miljøgifter til næringskjeden under reoksidasjon og rekolonisering av slike sedimenter ble undersøkt eksperimentelt i et meso-skala forsøk med sedimentseksjoner overført fra Drammensfjorden til Marin Forskningsstasjon Solbergstrand. Forsøket ble gjennomført ved å erstatte det sulfidholdige vannet over sedimentene med kontinuerlig tilførsel av oksisk sjøvann, og deretter følge variasjoner i miljøgiftinnholdet i sedimenter og porevann samt akkumulering i børstemark og blåskjell.

Forsøket viste at organismene utnyttet det organiske materialet akkumulert i anoksiske sediment til vekst og øket fettinnhold, men det ble verken observert remobilisering av miljøgifter eller bioakkumulering til verdier vesentlig utover definerte bakgrunnsnivå. Metallinnholdet i organismene syntes primært kontrollert via konsentrasjoner i porevannet, observert eller estimert fra løselighetsproduktet av de respektive metallsulfidene. Innholdet av PCB var positivt korrelert med vekst og fettinnhold i organismene. Konsentrasjonene av pp'-DDE endret seg lite i løpet av forsøket verken i sediment eller organismer. pp'-DDD akkumulerte både i blåskjell og børstemark slik at det ved slutten av forsøket ble observert nesten samme pp'-DDD/pp'-DDE metabolitt-forhold i sediment og organismer. pp'-DDT var rikelig tilstede i oksiske sedimenter og ble akkumulert i blåskjell, men forble under deteksjonsgrensen i anoksiske sedimenter og alle prøver av børstemark. Omsetningen av DDT-metabolittene i fjordmiljøet var til dels vanskelig å forklare på grunnlag av eksisterende kunnskap.

Fire norske emneord 1. miljøgift 2. eutrofi 3. anoksiske sedimenter 4. rekolonisering	Fire engelske emneord 1. pollutants 2. eutrophication 3. anoxic sediments 4. recolonization
---	---


 Morten T. Schaanning
 Prosjektleder

ISBN 82-577-3405-5


 Bjørn Braaten
 Forskningssjef

O-94019/P-954471

**Biotilgjengelighet av Hg, Cd, PCB og DDT under
reoksidasjon av anoksiske sedimenter fra
Drammensfjorden**

Forord

Dette prosjektet inngår i en serie prosjekter der den overordnede målsettingen har vært å undersøke hvordan miljøgifters biogeokjemiske kretsløp kan påvirkes av organisk materiale og oksygenforhold i marine sedimenter og dypvann. Prosjektet ble finansiert av SFT og støttet med midler fra NIVA's instituttprogram om interaksjoner mellom eutrofi og miljøgifter. Per Erik Iversen og Turid Winther-Larsen var kontaktpersoner i SFT.

Sedimenter fra Drammensfjorden ble samlet inn med hjelp av Tom Tellefsen og mannskapet på FF Trygve Braarud. Line Andersen, Ingunn Greftegreff, Knut Hjelmeseth og Arne Pettersen samlet børstemark ved Jeløya. Unni Efraimsen, Tone Hagenborg og Heidi Østby stod for videre håndtering av organismene i bløtbunnslaboratoriet ved NIVA's Marin Forskningstasjon Solbergstrand. Oddbjørn Pettersen var hovedansvarlig på Solbergstrand under etablering av forsøksoppsett og gjennomføring av det eksperimentelle arbeidet. Kjemiske analyser av sediment, porevann og organismer ble utført av Arne Godal, Einar Brevik, Svein Ingar Semb og medarbeidere ved NIVA's laboratorium i Oslo. John Arthur Berge og Turid Winther-Larsen bistod med kritisk gjennomlesing og nyttige kommentarer til manuskriptet.

Oslo, 01.03.98

Morten T. Schaanning

Innhold

SUMMARY	5
SAMMENDRAG	6
1. Innledning	12
2. Materiale og metoder	13
2.1 Innsamling av sediment	13
2.2 Innsamling av forsøksorganismer	13
2.3 Oppsett av forsøk	14
2.4 Prøvetaking og analytiske metoder	15
2.4.1 Børstemark	15
2.4.2 Blåskjell	16
2.4.3 Sedimenter og porevann	16
2.4.4 Bruk av begrepene oksisk og anoksisk	16
3. Resultater	17
3.1 Sedimenter	17
3.1.1 Vanninnhold	17
3.1.2 Organisk materiale	18
3.1.3 Metaller i sediment	20
3.1.4 Metaller i porevann	21
3.1.5 Klorerte organiske forbindelser	22
3.2 Blåskjell	25
3.2.1 Kondisjon	25
3.2.2 Metaller	26
3.2.3 Klorerte organiske forbindelser	27
3.3 Børstemark	28
3.3.1 Kondisjon	28
3.3.2 Metaller	29
3.3.3 Klorerte organiske forbindelser	30
4. Diskusjon	31
4.1 Cd og Hg i sedimenter	31
4.2 Bioakkumulering Cd og Hg	32
4.3 Bioakkumulering PCB	33
4.4 DDT i sedimenter	34
4.5 Bioakkumulering DDT	36
5. Konklusjoner	39
6. Referanser	40
Vedlegg A. Analyser av porevann	43
Vedlegg B. Analyser av sediment	44
Vedlegg C. Analyser av blåskjell	45
Vedlegg D. Analyser av børstemark	46

Summary

Recent actions against eutrophication may restore oxic conditions in many sediments which have been anoxic during a historic period with discharges higher than present, of both nutrients and contaminants. Recolonization of such areas may lead to the remobilization of contaminants previously unavailable to marine food chains. The potential for such remobilization was investigated in a mesocosm experiment in which organisms were exposed to undisturbed sediments transferred from oxic and anoxic locations in the Drammensfjord, South-East Norway. The experiment was performed at NIVA's Marine Research Station Solbergstrand.

The sediments were moderately polluted with cadmium and mercury and in some places, strongly polluted with PCB and DDT. During the three months experiment, sediment concentrations of metals and organic contaminants had remained almost unchanged. In sediment-dwelling polychaetes and mussels held in downstream aquaria, the concentration of metals had declined relative to time zero. PCB in mussels had remained at about high back-ground level, but the trends were increasing in organisms exposed to sediments from the anoxic location. Anoxic sediments stimulated growth of both polychaetes and mussels and positive correlations were found between PCB and fat content. The concentration of \sum DDT (pp'-DDT + pp'-DDD + pp'-DDE) increased in both organisms, but not to values much beyond high background levels in the mussels. pp'-DDD was accumulated by both organisms, whereas pp'-DDT was accumulated in the mussels, only. The DDT-metabolites accumulated in the mussels appeared however, to originate from the fjord water supplied throughout the experimental period rather than from the sediments.

The experiment showed that the organisms utilized the organic material accumulated in the anoxic sediments for growth and increased fat content. A considerable production of new biomass must therefore be expected to follow reoxidation and recolonization of anoxic fjord sediments. Even though the experiment did not show any severe bioaccumulation of neither metals nor organic contaminants, a small uptake multiplied by a large, new biomass may represent a significant transfer of contaminants to food chains in the fjord. Both longer periods of exposure, differences between species and biomagnification may result in higher concentrations in other parts of the biota than those obtained during the present experiment.

Sammendrag

Tiltak mot eutrofiering vil kunne gjenopprette tilfredstillende oksygenforhold i mange sedimenter som har vært anoksiske i en historisk periode med store utslipp av både næringsalter og miljøgifter. Rekolonisering av slike områder vil kunne medføre overføringer til næringskjeden av miljøgifter som tidligere var utenfor rekkevidde for høyere organismer. Potensialet for slik overføring ble undersøkt eksperimentelt i et meso-skala forsøk der organismer ble eksponert for uforstyrrede sedimenter overført fra en oksisk og en anoksiske lokalitet i Drammensfjorden. Forsøket ble gjennomført ved NIVA's Marine Forskningsstasjon Solbergstrand.

Sedimentene var lite til moderat forurenset mht metallene kadmium og kvikksølv og moderat til markert forurenset med PCB og DDT. Etter tre måneder med bioturbasjon og kontinuerlig tilførsel av oksygenmettet sjøvann, ble det ikke registrert vesentlige endringer i sedimentene, verken av metaller eller organiske miljøgifter. Innholdet av metaller både i børstemark og blåskjell hadde avtatt i forhold til nullprøvene. PCB-innholdet i dyra forble relativt lavt, men det var tendens til økende innhold i organismer som var blitt eksponert for de anoksiske sedimentene. Dette ble satt i sammenheng med positiv korrelasjon mellom PCB og fettinnhold og det faktum at de tidligere anoksiske sedimentene stimulerte til bedre vekst av begge artene. Også DDT-innholdet i organismene forble på et forholdsvist lavt nivå gjennom hele forsøket. Børstemarkene akkumulerte metabolitten p,p'-DDD til et nivå 3x nivået i nullprøvene. Blåskjellene viste tilsvarende stor akkumulering av både p,p'-DDT og p,p'-DDD, men kilden til dette opptaket kunne ikke spores tilbake til sedimentene benyttet i forsøket.

Forsøket viste at organismene utnyttet det organiske materialet akkumulert i sedimentene til vekst og økende fettinnhold. Det må derfor forventes en betydelig produksjon av ny biomasse i fjorden etter eventuell reoksidasjon og rekolonisering. Selv om forsøket ikke viste noen betydelig bioakkumulering verken av metaller eller organiske miljøgifter, vil selv små konsentrasjoner multiplisert med en stor, ny biomasse kunne representere betydelig overføring av miljøgifter til næringskjedene i fjorden. Artsforskjeller, biomagnifisering og lengre eksponeringstider vil kunne resultere i høyere konsentrasjoner i andre deler av biotaen enn hva som ble funnet i organismene undersøkt i dette forsøket.

Målsetting

Målsettingen med dette prosjektet var å undersøke i hvilken grad miljøgifter som ligger lagret i anoksiske sedimenter blir remobilisert og tilgjengelige for marine organismer når det gjenopprettes tilfredstillende oksygenforhold i vannmassene.

Innsamling av sediment og organismer

Det eksperimentelle arbeidet ble utført på sedimenter fra to lokaliteter i Drammensfjorden. På den grunne (25m), *oksiske* lokaliteten var vannmassene oksygenholdige og sedimentene var grå og gul-brune med en variert og tilsynelatende rik bunnfauna. På den dype (115m), *anoksiske* lokaliteten var det sterk lukt av H₂S i bunnvannet og sedimentene var løse, sorte og med tydelige lameller (varver) i topplaget (0-4cm) såvel som i flere lag dypere ned i sedimentet.

Sedimentene ble innsamlet vha 50cm x 50cm box-corer, og overført til Marin Forskningstasjon Solbergstrand med minst mulig forstyrrelse av lagdeling og biota. De *anoksiske* prøvene ble holdt tett lukket under sulfidholdig sjøvann frem til forsøkstart. De *oksiske* prøvene ble lagret under gjennomstrømmende vann fra stasjonens vanninntak på 60m dyp i Oslofjorden, utenfor terskelen ved Drøbak.

Børstemark (*Hediste (Nereis) diversicolor*) ble innsamlet fra en strandsone-lokalitet på Jeløya, Ytre Oslofjord, og blåskjell (*Mytilus edulis*) ble tatt inn fra en lokalitet i nærheten av Solbergstrand.

Forsøksoppsett, prøvetaking og analyser

Tilførsel av oksygenmettet vann fra vannintaket på 60m dyp ble startet 16.12.96 (dag 0). Utskifting av vannet over sedimentene pågikk deretter kontinuerlig, med samme utskiftingshastighet over *oksiske* som over *anoksiske* sedimenter. Ved dag 2 luktet det ikke lenger H₂S av vannet og ca 100 børstemark ble satt ut i hver prøve-enhet à 50cm x 50cm sedimentflate. Dyra spredte seg over sedimentflaten og gravde seg ned i sedimentene i løpet av noen få timer etter utsetting. Nedstrøms sedimentene ble det på dag 3 plassert akvarier med blåskjell for å undersøke biotilgjengelighet av eventuelle miljøgifter som lekker ut løst eller via resuspenderte partikler. For å kontrollere at eventuelle opptak skyldtes utlekking fra sedimentene ble det også etablert et tredje blåskjellakvarium som ble tilført 60m vann direkte uten kontakt med noe sediment.

Nullprøver av blåskjell og børstemark ble tatt før utsetting. Prøver av blåskjell ble deretter tatt i tidsserie 3, 6 og 12 uker etter etablering. Børstemark ble innsamlet ved sikting av alt sedimentet 3 måneder etter utsetting. Sediment- og porevannprøver ble tatt i 0-1cm, 1-3cm og 3-5cm dyp i tidsserie tilsvarende prøvetaking for blåskjell.

Organismer ble analysert m.h.t. total kadmium (Cd) og total kvikksølv (Hg). \sum PCB ble beregnet som summen av 15 kvantifiserte komponenter polyklorerte bifenyler (PCB). De såkalte \sum PCB₇ ("Sum Seven Dutch") utgjorde en lite varierende andel tilsvarende 90±1% av \sum PCB. \sum DDT ble beregnet som summen av diklordifenyiltrikloretan (pp'-DDT) og de to metabolittene diklordifenyldikloretan (pp'-DDD) og diklodifenyklloretan (pp'-DDE). I tillegg ble våtvekt, tørrstoff og fettinnhold målt i organismeprøvene.

De samme miljøgiftparametrene ble bestemt i sedimentprøvene i tillegg til vanninnhold, karbon og nitrogen. Bare Cd var detekterbart i porevannet.

Generell vurdering av tidsperspektiv, næringsforhold og kontamineringsnivå

Tidsperspektivet for forsøket var kort i forhold til den tiden som må forventes *in situ* før normalisering m.h.t. bunnfauna og innhold av organisk materiale, og ikke minst kort i forhold til mange av de prosesser som påvirker omsetning av miljøgiftene. Forsøket tok primært sikte på å representere den første fasen etter at vannmassene over sedimentene var blitt oksygenholdige. En slik fase vil være preget av store kjemiske forandringer med oksydasjonsprosesser og reduksjon av innholdet av H₂S og en rekke andre reduserte forbindelser. Fargeskift fra tilnærmet sort sediment til lyse, grå og brune sedimenter ble bare observert i et ca 5 mm skikt på toppen av sedimentene og i børstemarkenes graveganger ned til 5-8 cm dyp.

Det *anoksiske* sedimentet var anrikt med organisk materiale i forhold til det *oksiske* sedimentet som inneholdt nitrogen tilsvarende definert øvre grense for områder uten eutrofiering (1.7mgN/gTS). Konsentrasjonen i 0-1cm laget i det *oksiske* sedimentet avtok med 0.2 mgN/gTS i løpet av forsøksperioden. Den langt større reduksjonen på 0.6 mgN/gTS i de *anoksiske* sedimentene viste at en betydelig del av det organiske materialet akkumulert i det anoksiske sedimentet forsvant hurtig etter tilførsel av oksygenrikt vann og rekolonisering med børstemark. Både børstemark og blåskjell eksponert for dette sedimentet viste bedre vekst og økende fettinnhold sammenlignet med gruppene eksponert for det *oksiske* sedimentet.

Sedimentene under topplaget på den oksiske lokaliteten (prøver fra 3-5cm) hadde høyere innhold av Hg, Σ PCB og Σ DDT enn de øvrige sedimentene analysert i dette forsøket. Hg var opp til ca 5x bakgrunnsnivå, mens konsentrasjoner av Σ PCB og Σ DDT var opp til hhv 7x og 90x bakgrunnsnivå. Trolig var disse sedimentene påvirket av materiale avsatt i tiden før reduksjonen i utslipp fra treforedlingsindustrien i Drammensvassdraget omkring 1970, mens de øverste 0-3cm på denne og hele det analyserte laget (0-5cm) på den *anoksiske* lokaliteten, syntes avsatt etter utslippsreduksjonene.

I de øvrige sedimentprøvene var metallnivåene generelt lave på begge lokaliteter. Det *anoksiske* sedimentet inneholdt omtrent like mye kvikksølv (Hg) som det *oksiske* sedimentet, men var anrikt med kadmium (Cd) opp til 2x bakgrunnsnivå. Med støtte i observert økende innhold av Cd i porevannet i det *oksiske* sedimentet, ble anrikningen antatt å resultere fra remobilisering av labilt bundet Cd i oksiske områder i fjorden, transport og utfelling av kadmiumsulfid ($\text{CdS}_{(s)}$) i sulfidholdige vannmasser. Kvikksølv var ikke detekterbart i noen av porevannsprøvene. Σ PCB var ca 2x bakgrunnsnivå på begge lokaliteter, mens Σ DDT var 7x bakgrunnsnivå på den anoksiske lokaliteten, men 34x bakgrunnsnivå på den oksiske lokaliteten. Lavt innhold av pp'-DDT i det anoksiske sedimentet utgjorde hele differensen i Σ DDT mellom de to lokalitetene.

Det var generelt små endringer av miljøgiftinnholdet i løpet av forsøket, og det ble ikke observert endringer som kunne relateres til kjemiske eller biologiske prosesser i sedimentene.

Nullprøvene av blåskjell inneholdt mellom 0.05x og 0.2x bakgrunnsnivå av miljøgiftene analysert i dette prosjektet. Grenseverdier for børstemark er ikke definert. Konsentrasjonene av Cd i nullprøvene var lav sammenlignet med blåskjellene, mens Hg og de organiske miljøgiftene var ca 2x konsentrasjonen i blåskjellene.

Biotilgjengelighet og akkumulering av metaller

Økende konsentrasjoner av Cd i porevannet i løpet av forsøksperioden var konsistent med $\text{CdS}_{(s)}$ løselighetskontroll og lav og avtagende sulfatreduksjon som følge av liten tilførsel av organisk materiale. Trolig var kilden til det økende innholdet av Cd i porevannet ikke forskyving av likevekten $\text{CdS}_{(s)} \rightarrow \text{Cd}^{2+} + \text{S}^{2-}$, men nedbrytning av organisk materiale med labilt bundet Cd. Dersom slik forskyvning av likevekten skulle kunne forekomme i det *anoksiske* sedimentet etter gjenopprettelse av tilstrekkelig lave aktiviteter av S^{2-} i porevannet ville potensielt betydelige mengder Cd kunne gjøres tilgjengelig for næringskjedene via rekoloniserende organismer. Sannsynligheten for at dette skal kunne skje synes liten av flere grunner:

Både børstemark og blåskjell akkumulerte Cd fra de oksiske sedimentene. I organismene eksponert for anoksiske sedimenter sank innholdet av Hg og Cd både i forhold til nullprøvene og i forhold til gruppene eksponert for *oksiske* sediment. Forsøket viste dermed at metaller som danner tungt løselige sulfider forblir sterkt bundet til sedimenter i den første fasen etter rekolonisering. Eventuell remobilisering og opptak av Cd i næringskjeder på lang sikt synes å forutsette 1) meget lave tilførsler av organisk materiale, 2) at remobilisering ikke hindres reaksjonskinetisk eller fysisk ved innkapsling

og 3) at sedimenttilveksten er så lav at ikke overdekking permanent ekskluderer de Cd-anrikete sedimentene fra opptak i bunnfaunaen.

Biotilgjengelighet og akkumulering av PCB

Det var bare små endringer av PCB-innholdet i organismer i løpet av forsøket, men kombinasjon av avtagende innhold i børstemark i *oksisk* behandling og økende innhold i *anoksisk*, resulterte i signifikant forskjell mellom behandlingene ved slutten av forsøket. Tilsvarende trender ble observert i blåskjellene. Som for metallene, ble det ikke funnet noen sammenheng mellom sedimentenes innhold av PCB og akkumulering i noen av organismene. Derimot ble det funnet positive korrelasjoner mellom PCB og fettinnhold både i børstemark og blåskjell som viste at jo "fetere" dyr jo større innhold av PCB. Derved kunne bedre vekst og økende fettinnhold forklare hvorfor organismene eksponert for det *anoksiske* sedimentet akkumulerte mer PCB enn organismene eksponert for det *oksiske* sedimentet.

Mens biotilgjengelighet av metallene syntes primært kontrollert via spesiering og konsentrasjoner i porevannet, syntes biotilgjengelighet av PCB således først og fremst kontrollert i organismene via næringsforholdene på lokaliteten. PCB innlagret i næringsrike, abiotiske sedimenter vil kunne overføres til næringskjeden ikke bare via rekolonisering og omdanning av akkumulert organisk materiale til ny biomasse, men også ved at organismene i en periode med overflod av organisk materiale vil kunne akkumulere mer fett og derigjennom forhøyete konsentrasjoner av PCB.

DDT i fjordmiljøet

Laboratorieforsøk har vist at pp'-DDT kan brytes ned til pp'-DDD eller p,p'-DDE. pp'-DDD kan brytes videre ned til vannløselig syre (pp'-DDA) som ikke detekteres i våre analyser. Nedbrytning til pp'-DDD prefereres i anaerobe miljø, mens nedbrytning til p,p'-DDE synes å være en langsommere, pH-avhengig prosess, knyttet til oksygenrike miljø. Videre omsetning av p,p'-DDE er uklar. En rekke andre metabolitter er påvist, noe som viser at omsetningen av DDT kan være langt mer kompleks enn skissert her.

Konsentrasjonen av pp'-DDT i det *anoksiske* sedimentet var under deteksjonsgrensen på 0.2ng/gTS i de fleste prøvene, mens det ble funnet konsentrasjoner mellom 5.7 og 28.5 ng/gTS i det *oksiske* sedimentet. Konsentrasjonene av de to metabolittene pp'-DDD og pp'-DDE var imidlertid lite forskjellig på de to stasjonene. Topplaget (0-1cm) av det *oksiske* sedimentet inneholdt 10.9, 4.5 og 2.0 ng/gTS av hhv DDT, DDD og DDE. Til sammenligning inneholdt det *anoksiske* sedimentet hhv <0.2, 4.3 og 2.0 ng/gTS av de tre metabolittene. Dette ble forstått dithen at innholdet av DDT i sedimenterende materiale ikke var forskjellig på de to lokalitetene, men at pp'-DDT elimineres i det anoksiske fjordmiljøet. Det ble imidlertid ikke funnet noen indikasjoner på produksjon verken av p,p'-DDD eller p,p'-DDE.

Ved å trekke inn data fra tidligere undersøkelser ble det funnet en klar sammenheng mellom DDD/DDE forholdet og lokalitetstyper. Således var DDD/DDE forholdet større på dype, organisk anrikete lokaliteter enn på eksponerte overflate-lokaliteter eller lokaliteter der tilførsel av materiale fra slik lokaliteter kunne forventes. DDD/DDE forholdet syntes lite foranderlig i fjordmiljøet og forholdet var en av flere parametere som indikerte at miljøgiftinnholdet i sedimentene i det området av Drammensfjorden der våre sedimenter ble innsamlet var dominert av kilder i Drammensvassdraget. Ingen indikasjoner ble funnet på at Lierelva bidro med vesentlig tilførsel verken av Hg, PCB eller DDT.

DDT i organismer

Blåskjellene akkumulerte pp'-DDT og p,p'-DDD både i akvariene nedstrøms sedimentene og i kontrollakvariene som bare ble tilført vann fra 60m dyp. Akkumulering av p,p'-DDE ble ikke observert i løpet av forsøksperioden. Økningen foregikk innenfor et relativt lavt konsentrasjonsområde, fra 0.5x bakgrunnsnivå ved starten av forsøket til 1.1x ved slutten av forsøket. Mest sannsynlig var opptaket et resultat av at fjordvannet fra 60m dyp inneholdt mer pp'-DDT enn overflatelaget i fjorden der blåskjellene ble innsamlet. Muslingene antas vanligvis å ha liten evne til metabolisering av persistente organiske forbindelser og systematisk forsinket akkumulering av p,p'-DDD ble forklart med langsommere opptak av p,p'-DDD enn p,p'-DDT.

pp'-DDT var ikke detekterbar i noen prøver av børstemark. Dette var bemerkelsesverdig sett i lys av høye konsentrasjoner av p,p'-DDT i det oksiske sedimentet, og et markert opptak av p,p'-DDD både fra *oksiske* og *anoksiske* sediment. Børstemarkene antas ofte ha større evne til metabolisering av organiske miljøgifter enn muslinger, og dersom metabolisering er raskere enn opptak vil konsentrasjon i organismen forbli under deteksjonsgrensen. Imidlertid ble det på samme måte som for de *anoksiske* sedimentene, ikke funnet noen indikasjoner på produksjon verken av p,p'-DDD eller p,p'-DDE.

Akkumulering av p,p'-DDD medførte at både blåskjell og børstemark økte forholdet mellom DDD og DDE fra 0.6-0.9 i nullprøvene til 2.2-2.3 mot slutten av forsøket. Denne forandringen var påfallende lik forskjellen mellom ytterpunktene observert i sedimentene i Drammensfjorden i denne og tidligere undersøkelser. Dette ble forklart ved at organismene passivt tilegner seg DDD/DDE forholdet i omgivelsene. Dette innebar at 60m vannet fra Oslofjorden inneholdt mer DDT enn overflatelaget og at metabolittfordelingen i dypvannet utenfor Solbergstrand tilsvarte den som ble funnet i sedimenter på dype, organisk anrikete lokaliteter i Drammensfjorden.

Konklusjoner

- De anoksiske sedimentene i Drammensfjorden har et betydelig potensiale for produksjon av ny biomasse dersom oksygen gjøres tilgjengelig i vannmassene over sedimentet.
- Det var ikke målbar mobilisering fra noen av sedimentene av verken kadmium, kvikksølv, PCB eller DDT etter tre måneders eksponering mot oksygenrike vannmasser.
- Det ble ikke målt noen økning av metallinnholdet verken i børstemark eller blåskjell eksponert for sedimenter fra den anoksiske lokaliteten. Tendensen var generelt avtagende både for kadmium og kvikksølv.
- Verken PCB eller DDT ble akkumulert til konsentrasjoner vesentlig over definerte grenseverdier for øvre bakgrunnsnivå.
- Noe forhøyet innhold av PCB i organismer eksponert for *anoksiske* sedimenter ble relatert til bedre vekst og øket fettinnhold sammenlignet med organismer eksponert for *oksiske* sedimenter.
- DDD/DDE forholdene var i overensstemmelse med preferentiell nedbrytning til DDE i eksponerte, oksiske miljø med lite innhold av organisk materiale. DDD/DDE forholdene syntes lite foranderlige i fjordmiljøet og organismene tilegnet seg p,p'-DDD og p,p'-DDE tilsvarende forholdet i miljøet de befant seg i.
- Markert akkumulering av p,p'-DDT og p,p'-DDD i blåskjell kunne ikke relateres til kilder i sedimentene.
- Kun metabolitten p,p'-DDD ble akkumulert i børstemark.

- Indikasjoner på nedbrytning av p,p'-DDT ble funnet i sulfidholdige sedimenter og i børstemark, men ingen indikasjoner ble funnet på at verken p,p'-DDD eller p,p'-DDE var nedbrytningsproduktet.
- Selv små konsentrasjoner av en miljøgift multiplisert med en stor, ny biomasse vil kunne representere betydelig overføring av miljøgiften til næringskjedene i fjorden. Artsforskjeller, biomagnifisering og lengre eksponeringstider vil kunne resultere i høyere konsentrasjoner i andre organismer i næringskjeden enn de som ble undersøkt i dette forsøket.

1. Innledning

Den norske kystsonen er karakterisert ved en oppstykket og kupert bunntopografi som gir relativt mange lokaliteter med begrenset vannutsifting og stagnerende forhold nær bunnen. Oksygenmangel er velkjent i mange terskelfjorder, og en del mindre bukter og poller. I perioder med økende antropogen tilførsel av næringssalter og organisk materiale vil slike sårbare områder forskyves mot større grad av anoksia. Med de siste tiårenes tiltak mot utslipp fra husholdning, industri og landbruk (fiskeoppdrett unntatt), vil eutrofieringen reverseres og tilfredstillende oksygen-forhold forventes gjenopprettet i områder som har vært dominerende anoksiske over en kortere eller lengre periode. Omsetning av miljøgifter i de øvre sedimentlag kan ikke antas upåvirket av slike historiske endringer (Gunnarson *et al.*, 1995, Skei *et al.*, 1996). Mobiliteten av ulike miljøgifter bundet til uorganiske såvel som organiske partikler vil kunne påvirkes av skiftende redoksforhold. Rekolonisering av næringsrike, anoksiske sedimenter vil kunne resultere i biologisk opptak, metabolisering og mobilisering av miljøgifter akkumulert over flere tiår.

Drammensfjorden innenfor Svelvik har fra naturen dårlig vannutsifting. Utgravninger i terskelområdet har ikke kunnet forhindre at industrialisering og økende befolkningstetthet langs Drammenselva resulterte i sterkt tiltagende oksygenmangel i forrige og første halvdel av dette århundret (Beyer, 1954, Richards, 1965). Vassdragsreguleringen i 1950- og 60-årene synes heller ikke å ha gitt positive effekter m.h.t. fornyelse av bunnvannet (Schaanning, 1983). Utslipp fra papirproduksjon og andre antropogene aktiviteter i området har samtidig resultert i forhøyete konsentrasjoner av enkelte miljøgifter (bl.a. Hg, PCB og DDT) i sedimentene i fjorden. Etter at alle utslipp fra papirproduksjon ble stanset omkring 1970, og vannkvaliteten var blitt sterkt forbedret i elva og fjordens overflatelag, kunne en forvente en gradvis bedring av oksygenforholdene i dypvannet i fjorden. Denne utviklingen synes imidlertid å gå noe langsommere enn ventet, og i 1970- og 80-årene har fjorden fortsatt vært preget av oksygenmangel under ca 30 m dyp. Lameller ("finskikt", "varver") i sedimentene i fjordens dypere områder (Strøm, 1936, Næs, 1981) viser at sedimentene i perioder har vært avsatt under anoksiske forhold uten bioturbasjon. Før eller siden forventes imidlertid bedre forhold, ihvertfall på midlere (30-70m) dyp, og rekolonisering med organismer som kan utnytte det relativt høye innholdet av organisk materiale i disse sedimentene. Mindre forutsigbart er hva som i en slik prosess vil skje med miljøgifter lagret i de samme sedimentene.

Målsettingen med dette prosjektet var å undersøke i hvilken grad miljøgifter som ligger lagret i anoksiske sedimenter blir remobilisert og tilgjengelige for marine organismer når det gjenoppretted tilfredstillende oksygenforhold i vannmassene. Problemstillingen skulle belyses eksperimentelt ved eksponering av marine organismer for anoksiske sedimenter overført fra en kontaminert fjordbunn til et mesoskala forsøksoppsett ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand (MFS).

2. Materiale og metoder

2.1 Innsamling av sediment

Prøvene ble innsamlet med USNEL 50cm x 50cm box-corer utstyrt med en intern acryl-ramme. Boksen med rammen skyves 25-30cm ned i sedimentet før spaden lukker og løfter prøven til overflaten. På dekk påmonteres lokk og bunn. Bunnplaten festes før rammen med sedimentprøven fjernes fra prøvetakeren. På denne måten kan sediment overføres fra fjordbunnen til Marin Forskningstasjon Solbergstrand med minimal forstyrrelse av lagdeling og sedimentlevende organismer.

Sedimenter til dette arbeidet ble innsamlet i Drammensfjorden under et tokt med FF Trygve Braarud 10. og 11. oktober 1996.

Fire prøver ble innsamlet på en *oksisk* lokalitet på 25m dyp ved "Pampusbanken" beliggende på østsiden av fjorden mellom Drammen og Svelvik. Disse sedimentprøvene var lys grå og brune i fargen og rørbøende børstemark, slangestjerner og muslinger ble observert på sedimentoverflaten i alle prøvene.

Samme dag ble ytterligere fire prøver innsamlet på en *anoksisk* lokalitet midtfjords i samme område. Dypet var 115m på flat fjordbunn skrånende svakt mot maksimumsdypet på 122m nær terskelen ved Svelvik. Alle prøvene luktet kraftig av hydrogen-sulfid, og det var ingen tegn til makroskopisk liv. Sedimentene var svarte på overflaten og senere sub-sampling med 15 cm lange kjerner viste tre mørke, lag adskilt med 2 lysere gråsvarte lag ca 4-7 og 9-12 cm under sediment-vann grenseflaten.

Varver ("finskikt", "lameller") var synlige i de mørke lagene. Varvene kan minne om årringer i et tre. I sedimentene kunne de ses som tynne lysere lag av varierende tykkelse (ofte ca 2mm) adskilt med enda tynnere skikt sort sediment. Ved å skyve sedimentkjernen forsiktig ut av acrylrøret delte kjernen seg langs de sorte skiktene, omtrent som en bunke filterpapir.

Alle prøvene ble tildekket med tettsluttende acryl-lokk og svart plast, og lagret på dekk under det 10cm tykke vannlaget som følger med prøven opp fra bunnen. I tillegg ble de *anoksiske* prøvene satt under overtrykk fra kanner med anoksisk bunnvann, slik at eventuelle lekkasjer ble erstattet med nytt, oksygenfritt bunnvann. Dette forhindret effektivt inntrengning av atmosfærisk oksygen og spontane kjemiske reaksjoner i prøvene og vannet over. Luft-temperaturen var 5-10°C, omtrent det samme som i vannet over sedimentet på begge prøvetakingslokalitetene.

På Solbergstrand ble de oksiske prøvene oppbevart frem til forsøks-start med kontinuerlig utskifting av vannet over sedimentet med vann fra stasjonens inntak på 60m dyp i Oslofjorden. De anoksiske prøvene ble oppbevart tett lukket og tilkopleet hver sin beholder med 50 l anoksisk dypvann medbrakt fra Drammensfjorden. Vannet ble kontinuerlig sirkulert mellom sedimentkamrene og beholderne ved hjelp av pumper. Noe felling av gul-hvite partikler (trolig elementært svovel, S₀) indikerte noe kontaminering med atmosfærisk oksygen under overføring og etablering i bløtbunnslaboratoriet. Partiklene ble imidlertid borte få dager senere, og anoksiske forhold ble opprettholdt frem til forsøksstart.

2.2 Innsamling av forsøksorganismer

Ca 2000 individer av børstemarken *Nereis diversicolor* (også kalt *Hediste diversicolor*) ble innsamlet 18.-19. oktober 1996, på en strandsone-lokalitet ved Jeløya, Ytre Oslofjord. Lokaliteten antas lite

påvirket av båt-trafikk og det er ikke kjente punktkilder i området (Hylland, 1998). I perioden frem til forsøksstart ble dyra oppbevart i rent sediment kontinuerlig over-rislet med sjøvann fra stasjonens vanninntak på 60m dyp i Oslofjorden.

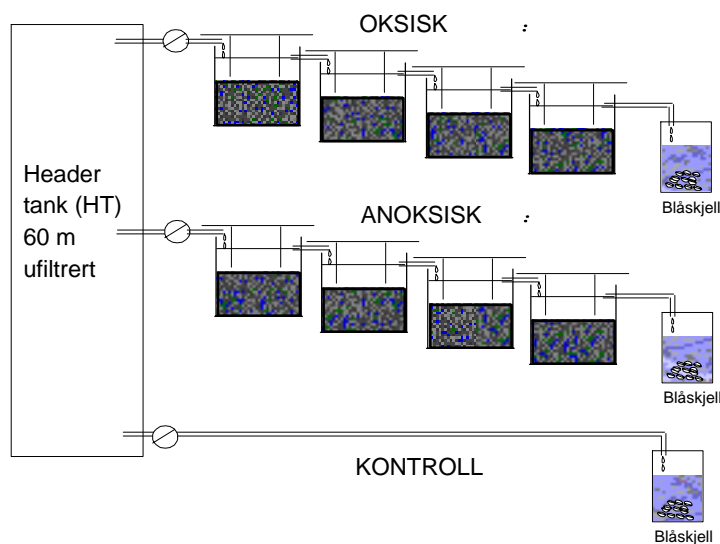
Blåskjell (*Mytilus edulis*) ble innsamlet kort tid før forsøksstart, på en lokalitet i Oslofjorden, nær forskningstasjonen.

2.3 Oppsett av forsøk

De fire sedimentprøvene fra hver av de to lokalitetene i Drammensfjorden ble koplet i serie som vist i Figur 1. Vann til forsøket ble kontinuerlig tilført fra vanninntaket på 60m dyp i Oslofjorden til en headertank plassert på en plattform slik at vannet kunne fordeles og renne med naturlig fall gjennom de tre forsøkslinjene *oksisk*, *anoksisk* og *kontroll*. Ved hjelp av vertikaltstilte vegger ble vannstrømmen tvunget til å passere den 1-2 cm smale spalten mellom veggen og sedimentoverflaten både ved innløpssiden og ved utløpssiden i hvert enkelt kar. Gjennomstrømningshastigheten ble regulert via omvendte pipettespisser og varierte i løpet av forsøket mellom 80 og 140 ml/min. Vanntilførselen ble kontrollert alle hverdager, og justert for å unngå vedvarende forskjeller mellom de tre linjene.

Hensikten med fire seriekoplete sediment-prøver var å øke kontaktflaten mellom sediment og vannmasse for på den måten å øke følsomheten i utlekkingsforsøket. I tillegg oppnås større rom for sedimentlevende forsøksorganismer og mer materiale for prøvetaking av sedimenter og porevann.

Forsøksmiljøet styres av de naturlige variasjoner i vannkvaliteten ved vanninntaket på 60 m dyp. Temperaturen i dette vannet varierer sjelden utover 6-9°C og saltholdighet 33-34 PSU. Bortsett fra korte perioder med inspeksjon eller prøvetaking, ble hele forsøket gjennomført i dunkel belysning.



Figur 1. Skjematisk forsøksoppsett med fire seriekoplete sedimentprøver fra hhv *oksisk* og *anoksisk* lokalitet i Drammensfjorden. Blåskjell ble holdt i luftete akvarier nedstrøms hver av sediment-linjene samt i kontrollakvarier som bare ble tilført vann fra felles header-tank.

Tabell 1. Tidspunkt for prøvetaking og øvrige aktiviteter. Tallene angir antall prøver innsamlet.

	Okt. 96		Desember 96				Jan. 97		Mar.	Apr.
	11.	19.	16.	17.	19.	20.	7.	29.	25.	2.
<i>Aktivitet</i>										
Sediment overført	√									
Børstemark innsamlet		√								
Start reoksydasjon			√							
Utsetting børstemark					√					
Tilkopling blåskjell						√				
<i>Prøvetaking</i>										
Børstemark					5					8
Blåskjell						3	3	3	3	
Sedimenter og porevann				6			6	6	6	

Tabell 2. Antall prøver analysert.

	Våt- vekt	Tørr stoff	Fett	C	N	Cd	Hg	PCB	DDT
Sedimenter	24	24	-	12	12	12	12	12	12
Porevann	-	-	-	-	-	24	-	-	-
Børstemark	8	13	13	-	-	13	13	13	13
Blåskjell	12	12	12	-	-	12	12	12	12

Fremdriften av forsøket er vist i Tabell 1. Den 16.12.96 ble sedimentene fra den anoksiske lokaliteten frakoplet det anaerobe oppsettet benyttet i tiden mellom innsamling og forsøksstart. Samme dag ble oppsettet vist i Figur 1 etablert, men forsøksorganismer ble ikke koplet til før all lukt av H₂S var borte fra vannet nedstrøms den anoksiske linjen. Først 3-4 dager seinere ble grupper med 113 jevnstore individer av børstemark tatt ut fra lagringskaret, skyllet og veid før utsetting i hver av de åtte sediment prøvene fra Drammensfjorden. Gjennomsnittlig biomasse for hver enkelt børstemark i de åtte gruppene var 332 mg med et standardavvik (σ_{n-1}) på 15 mg (n=8). Børstemarkene syntes ikke forstyrret av de fremdeles sterkt sulfidluktede sedimentene fra den anoksiske lokaliteten, men gravde seg raskt ned, noenlunde jevnt fordelt over hele sedimentflaten. Likeledes så de ut til å etablere seg raskt og uproblematisk blant de øvrige organismer i sedimentene fra den oksiske lokaliteten. Etter at børstemarken hadde gravd seg ned, og i den forbindelse eventuell oppvirvling og utlekking av sedimentpartikler var opphørt (dvs 20.12.96), ble 50 jevnstore individer av blåskjell (skall-lengde 3-4 cm) plassert i hvert av de tre glassakvariene.

2.4 Prøvetaking og analytiske metoder

En oversikt over parametere og antall prøver som ble analysert er vist i Tabell 2.

2.4.1 Børstemark

Fem replikate nullprøver av børstemark ble tatt under utsetting den 19.12.96. Hver nullprøve inneholdt 3-5 individer fra hver av de åtte gruppene tilsatt sedimentene. Sluttprøver ble innsamlet 2-3.4.97 ved vasking av sedimentet i hver av de åtte kassene gjennom sikt med maskevidde 1mm. Alle individer av børstemarken ble plukket ut og lagt i rent sjøvann der de fikk gå seg rene over natten før de ble veiet i prøveglassene.

Hver av de fem nullprøvene og de åtte slutt-prøvene ble analysert mhp tørrstoff, fettinnhold, kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), PCB og DDT. Σ PCB vil i denne rapporten betegne summen av de totalt 15 kvantifiserte komponenter av polyklorerte biphenyler. De såkalte Σ PCB₇ eller "Sum Seven Dutch" utgjorde en lite varierende andel på 90% av Σ PCB. Σ DDT vil betegne summen av diklordifenyltrikloretan (p,p'-DDT) og nedbrytningsproduktene (p,p'-DDD, p,p'-DDE).

Cd ble bestemt vha atomabsorpsjon og grafittovn etter oppslutning av homogenisert materiale i salpetersyre. Hg ble bestemt i samme oppslutning vha atomabsorpsjon og kald-damp/gullfelle. For bestemmelse av PCB og DDT ble det tilsatt en indre standard før ekstraksjon med organiske løsemidler og fjerning av interfererende stoffer. Ekstraktene ble analysert vha gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (GC/ECD).

2.4.2 Blåskjell

Prøver av blåskjell ble tatt fra hvert av de tre akvariene ved oppstart samt etter eksponering i tre uker, seks uker og 3 måneder. Nøyaktige tidsintervaller fremgår av Tabell 1. Fem individer fra hvert kar ble åpnet, drypptørret og blandet i prøveglassene før veiing. Hver av de 12 prøvene ble deretter analysert mhp de samme parametere og ved hjelp av samme metoder som beskrevet for børstemark i foregående avsnitt.

2.4.3 Sedimenter og porevann

Tilsvarende som for blåskjell, ble sedimentprøver tatt i tidsserie fra oppstart, og etter tre uker, seks uker og tre måneder. Nøyaktige tidsintervaller fremgår av Tabell 1. Under sedimentprøvetaking og de påfølgende 12-24 timer, ble vannet ledet utenom blåskjellakvariene for å unngå opptak av oppvirket materiale. Prøvene ble tatt med 4 cm acryl-kjerner, en fra hver kasse. Kjernene ble snittet i 0-1cm, 1-3cm og 3-5cm seksjoner og pooleet til en prøve fra hvert dybdeintervall i sedimenter fra anoksisk lokalitet og en prøve fra hvert dybdeintervall i sedimenter fra oksisk lokalitet. Prøvene ble overført direkte i 50 ml sentrifugerør (opptil 3 rør/prøve) med tettsittende lokk og sentrifugert i 30 minutter ved 15 000 g og 10°C. Porevannet ble dekantert og oppbevart ved -20°C frem til analyse. Sedimentene ble frysetørret i sentrifugerørene før knusing og overføring til standard prøvebeholdere.

Sedimentfraksjonene innsamlet ved start og slutt av forsøket ble analysert for karbon og nitrogen i tillegg til miljøgifter som beskrevet over for børstemark og blåskjell. C og N ble bestemt ved forbrenning ved 1800°C i elementanalysator. Cd ble bestemt vha atomabsorpsjon med grafittovn etter oppslutning i salpetersyre. Hg ble bestemt etter samme oppslutning vha atomabsorpsjon og kald-damp/gullfelle. PCB/DDT ble ekstrahert fra tørket og knust sediment og analysert som beskrevet i avsnittet om børstemark over.

Alle porevannsprøver ble ekstrahert med freon og analysert mhp kadmium (Cd) vha atomabsorpsjon med grafittovn. Konsentrasjoner av Hg og PCB/DDT var under analytiske deteksjonsgrenser for de aktuelle prøvemengder.

2.4.4 Bruk av begrepene oksisk og anoksisk

Brukt som beskrivelse av de to lokalitetene vil begrepene oksisk og anoksisk referere til vannmassene i kontakt med sedimentene. Miljøet i sedimentene var ikke nødvendigvis *oksisk* på den oksiske lokaliteten, og etter forsøkets begynnelse, heller ikke nødvendigvis *anoksisk* i sedimentene fra den anoksiske lokaliteten. Begrepene *oksiske* hhv *anoksiske* sedimenter brukes for enkelhets skyld gjennom hele rapporten, men settes i kursiv når det brukes som betegnelse og ikke som beskrivelse av faktiske forhold.

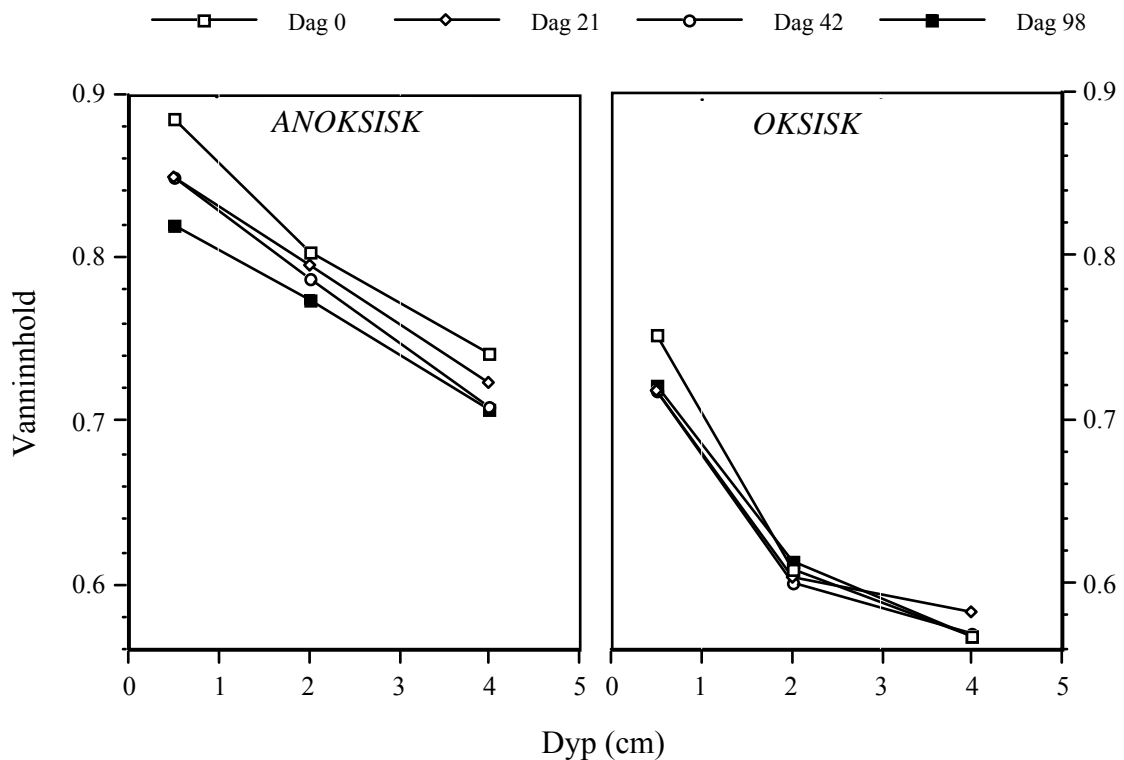
3. Resultater

3.1 Sedimenter

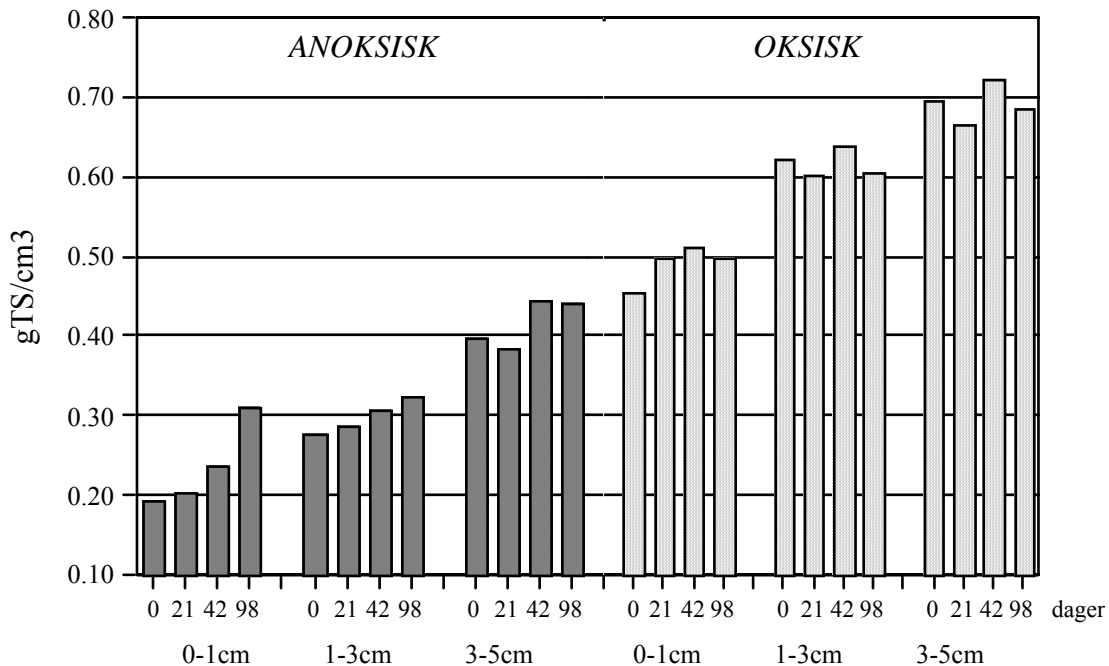
3.1.1 Vanninnhold

Sedimentene fra den anoksiske lokaliteten hadde et høyere vanninnhold enn sedimentene fra den oksiske lokaliteten (Figur 2). I løpet av forsøket avtok vanninnholdet i de *anoksiske* sedimentene, mens det bare ble observert små endringer i de *oksiske* sedimentene. Figur 3 viser hvordan sedimentets tetthet økte i løpet av forsøket i alle tre dybdeintervall i prøvene fra den anoksiske lokaliteten, mens det ikke ble observert noen systematisk trend i sedimentene fra den oksiske lokaliteten.

De fysiske forandringene i sedimentene fra den anoksiske lokaliteten var rimelige på den måten at det bare var disse prøvene som ble utsatt for vesentlig miljøforandring da forsøket startet. Redusert vanninnhold og økt sediment-tetthet kunne tenkes å skyldes geokjemiske prosesser initiert av oksygentilførselen fra vannmassene. Således ble det observert fargeforandringer (indikerte felling av Fe-, Mn-oksider og muligens pyritt) både på sedimentoverflaten og i graveganger rundt børstemarkene. Imidlertid syntes børstemarkens bevegelser med ødeleggelse av varvstrukturer (ref. kap. 2.1) og omfordeling av sedimentpartiklene mot lavere stillingsenergi, å være en mer sannsynlig årsak til sammenpakking av det anoksiske sedimentet.



Figur 2. Vanninnholdet (%/100 av total våtvekt) i sedimentene fra oksisk og anoksiske lokalitet 0-98 dager etter forsøksstart.



Figur 3. Endring av sediment tetthet i hvert enkelt dybdeintervall i sedimenter fra oksisk og anoksisk lokalitet.

3.1.2 Organisk materiale

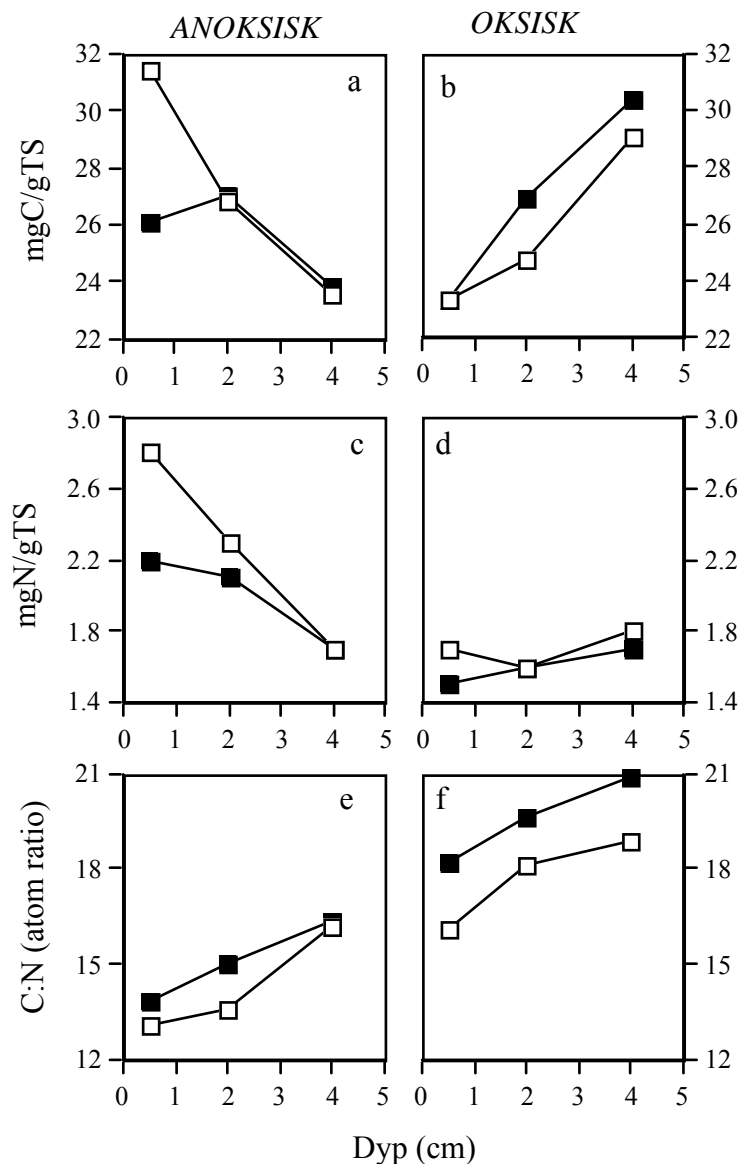
Innholdet av total-karbon og nitrogen ved oppstart og avslutning av forsøket, samt C:N mol-forholdet, er vist i Figur 4. Til forskjell fra karbon, er det vanlig å anta at nitrogen i sedimentet foreligger fullstendig som organisk nitrogen. Fordelingen av det organiske materialet vises derfor best av profilene i Figur 4c og d. Disse viste at de øvre 0-3cm av de *anoksiske* sedimentene inneholdt mer organisk materiale enn 3-5cm seksjonen på samme lokalitet og hele topplaget (0-5cm) av de *oksiske* sedimentene. Dette ble bekreftet av kjernenes utseende som viste et lysere mellomskikt uten varver under et mørkere, varvet toppskikt. Rygg og Thelin (1993) har anslått "forventet miljøtilstand" til 1.7 mgN/gTS i marine sedimenter i områder uten eutrofiering. Det *anoksiske* sedimentet kunne dermed betegnes som organisk anrikt, mens den oksiske lokaliteten lå i grenseskiktet mellom bakgrunnsnivå og moderat eutrofipåvirket.

I løpet av forsøket, avtok innholdet av både nitrogen og total karbon i 0-1 cm fraksjonen i det *anoksiske* sedimentet mens det bare ble observert en liten reduksjon av nitrogeninnholdet i de oksiske sedimentene. I et topplag der konsentrasjonen av en gitt forbindelse avtar med dyppet vil en sammentrykning av sedimentene redusere konsentrasjonen av stoffet som følge av "fortynning" fra underliggende sediment med lavere konsentrasjon. Sammentrykking av sedimentet vil imidlertid aldri kunne resultere i dannelse av et maksimum i 1-3cm seksjonen vist i Figur 4a. En "porevannpumpe" (diffusjon av jern og mangan fra reduserende til oksyderende miljø og utfelling av Fe(III) og Mn(IV)-oksyder på sedimentoverflaten), vil kunne gi en "fortynning" av konsentrasjonene av C og N. En kombinasjon av sammentrykking og en slik porevannpumpe kan derfor tenkes å resultere i en profil som den vist i Figur 4a.

En enklere forklaring vil imidlertid være at reduksjonen skyldes nedbrytning av organisk materiale i børstemarkene tilsatt ved forsøkets start. Forholdet mellom total C og N i sedimentet på den anoksiske lokaliteten var 13.1. Forholdet mellom ΔC (endringen i løpet av forsøksperioden) og ΔN var imidlertid

10.7 og tilsvarte dermed nøyaktig forholdet mellom grenseverdiene for bakgrunnsnivå av organisk C og N definert av Rygg og Thelin (1993). Dette indikerte at organisk materiale ble fjernet i løpet av forsøket via nedbrytning eller utlekking (resuspensjon av lette organiske partikler) i løpet av forsøksperioden.

Økningen av forholdet tot.C:N med dypet kan skyldes høyere innhold av uorganisk karbon i de lysere skiktene under topplaget. Det er tidligere funnet indikasjoner på løsing av karbonater i Drammensfjordens anoksiske vannmasser (Schaanning, 1983) og lysere skikt anrikt med karbonat-karbon i sedimentene fra samme område av fjorden (Schaanning, 1984, Schaanning *et al.*, 1988). De noe høyere tot.C:N forholdene i sedimentene fra den oksiske lokaliteten kan skyldes høyere bidrag fra uorganiske karbon-forbindelser eller mer sannsynlig, økende bidrag fra terrestrisk organisk materiale med høye C:N-forhold avsatt i tiden før reduksjon av utslippene fra treforedlingsindustrien i Drammensvassdraget (Næs, 1984).



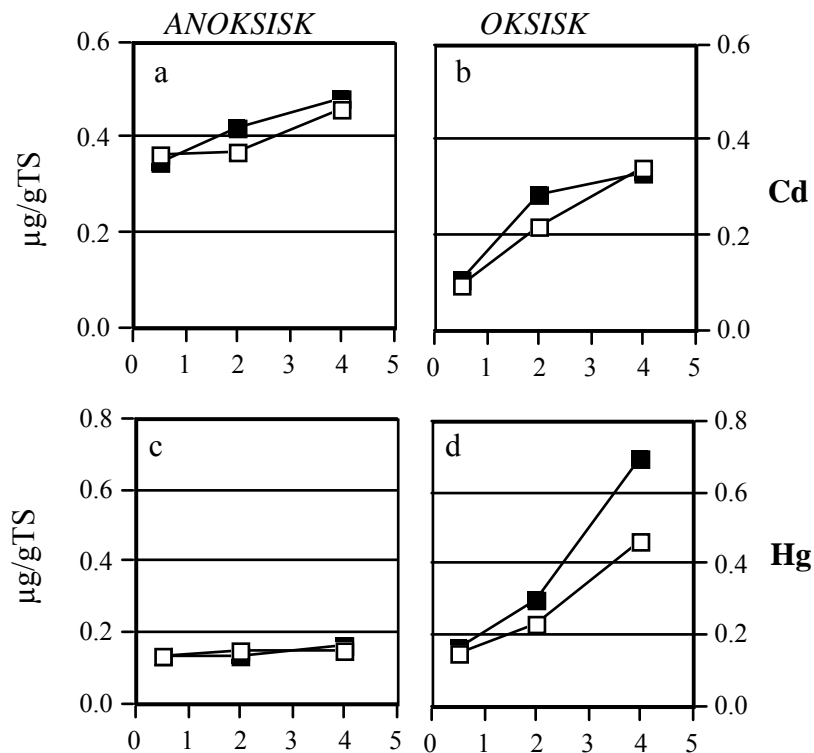
Figur 4. Total-karbon, nitrogen og C:N atomforholdet ved start (åpne symboler) og slutt (fylte symboler) av forsøket.

3.1.3 Metaller i sediment

Vertikalfordelingen av kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd) i sedimentene fra de to lokalitetene i Drammensfjorden er vist i Figur 5. Med unntak av Hg i 3-5cm dyp i det *oksiske* sedimentet (se under) var konsentrasjonene omtrent de samme ved slutten som ved starten av forsøket. Sedimentanalysene ga derfor ingen indikasjon på remobilisering av labile faser av noen av disse to metallene.

På den anoksiske lokaliteten varierte konsentrasjonene lite, fra 0.13 til 0.16 $\mu\text{gHg/gTS}$ og fra 0.32 til 0.48 $\mu\text{gCd/gTS}$. Dette var noe lavere enn konsentrasjonene på hhv 0.52 $\mu\text{gHg/gTS}$ og 0.73 $\mu\text{gCd/gTS}$ rapportert av Konieczny *et al.* (1994) på en nærliggende stasjon. Topplaget (0-1cm) på den oksiske lokaliteten inneholdt like mye Hg men betydelig mindre Cd (0.09 $\mu\text{g/gTS}$) enn topplaget på den anoksiske lokaliteten. Molvær *et al.* (1997) har definert øvre grenseverdier for "Ubetydelig forurenset" marint sediment på hhv 0.15 mgHg/gTS og 0.25 mgCd/gTS. Sedimentene fra den oksiske lokaliteten kan dermed karakteriseres som "moderat forurenset" mht Hg, mens de anoksiske sedimentene var "moderat forurenset" m.h.t. Cd.

Konsentrasjonen av begge metallene økte med dypet. Økningen var særlig stor for Hg. Største konsentrasjon var 0.69 mgHg/gTS i 3-5cm dyp i kjernene tatt ved slutten av forsøket. Andersen (1997) fant tilsvarende høye konsentrasjoner av Hg i gamle sedimenter med høye C:N forhold innerst i fjorden. Topografisk fokusering og høyere vanninnhold vil gi raskere sediment-tilvekst på den anoksiske enn på den oksiske lokaliteten. Sedimentene med det høye innholdet av Hg må derfor antas å



Figur 5. Kadmium (Cd) og kvikksølv (Hg) i sedimentene ved forsøkets start (åpne symboler) og slutt (lukkede symboler).

være avsatt tidligere enn sedimentene i tilsvarende dyp på den anoksiske lokaliteten. Konsentrasjonen av Hg syntes dermed å bekrefte at disse sedimentene var påvirket av gamle utslipp fra papirindustrien (kap. 3.1.2). Økningen av konsentrasjonen av Hg i løpet av forsøket (Figur 5d) kan vanskelig skyldes reell tilførsel av Hg. Sannsynligvis var økningen et resultat av flekkvis fordeling av Hg, noe som kan gi tilfeldige variasjoner mellom replikate prøver fra samme område.

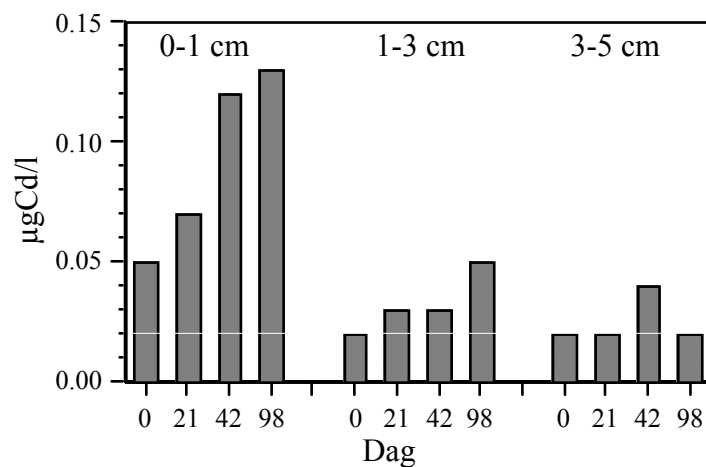
Dersom det sedimenterende materialet på de to stasjonene kommer fra samme kilde og ikke påvirkes av autigene prosesser skulle konsentrasjonene bli noenlunde like på de to lokalitetene. Figur 5 viser at dette var tilfelle for Hg i 0-1cm topplaget. Cd var derimot betydelig anrikt på den anoksiske lokaliteten. Dette indikerte omfordeling av Cd fra den oksiske til den anoksiske lokaliteten.

Hg og Cd har ulike geokjemiske egenskaper. I sulfidholdige miljø danner begge elementene sulfider (CdS, HgS) med lav løselighet. Mens Hg er sterkt bundet til partikler med relativt kort oppholdstid i frie vannmasser (Bruland, 1983, Gill og Fitzgerald, 1988), er Cd ofte labilt bundet til organisk (planktonisk) materiale (Kremling, 1983, 1985). Mobilisering av Cd fra planktonisk materiale er påvist i frie, oseaniske vannmasser (Collier and Edmond, 1983), og fra alger sedimentert i bløtbunnslaboratorier (Schaanning *et al.*, 1996). Kerner and Wallmann (1992) fant at mobilisering av Cd fra elvesedimenter var sterkt avhengig av det organiske innholdet i sedimentene. Anrikningen av Cd i anoksiske sedimenter i Drammensfjorden er derfor trolig et resultat av at labilt bundet Cd frigjøres i oksiske områder og fanges ved utfelling av CdS i fjordens anoksiske vannmasser.

3.1.4 Metaller i porevann

Prøvevolumene var ikke tilstrekkelig store til å bestemme andre parametere enn Cd i porevannet. I de anoksiske prøvene var konsentrasjonen i samtlige prøver (n=12) mindre eller lik deteksjonsgrensen på 0.02 µgCd/l. Heller ikke porevannprøvene ga således noen indikasjon på mobilisering av metaller fra de *anoksiske* sedimentene.

Innholdet i de oksiske prøvene er vist i Figur 6. Figuren viser størst og økende konsentrasjon av kadmium i 0-1cm seksjonen, og tilsvarende men noe svakere tendens i 1-3cm seksjonen. Fordelingsmønsteret er det samme som kunne forventes dersom kadmium tilføres sedimentet fra en kilde i tilførselsvannet eller topplaget. Sulfatreduserende bakterier står for en stor del av nedbrytningen av organisk materiale i marine sedimenter, også i åpnere havområder uten klare indikasjoner på tilstedeværelse av H₂S (Jørgensen, 1982, Canfield, 1989) og i et tidligere forsøk (Schaanning *et al.*, 1996) har vi funnet indikasjoner på CdS-løselighetskontroll av kadmium i porevann ved ekstremt små aktiviteter av S²⁻.



Figur 6. Kadmium i porevannet i prøver fra oksisk lokalitet. Stiplet linje viser deteksjonsgrense.

Tilførselen av organisk materiale vil normalt være mindre til sedimenter i laboratoriet enn ute i fjorden, spesielt på, den tiden av året dette forøket ble utført (desember-mars). Innholdet av nitrogen i sedimentet (0-1cm) avtok da også fra 1.7 til 1.5 mgN/gTS i løpet av forsøket. Det var derfor ikke urimelig å forvente avtagende sulfatreduksjonshastighet og avtagende S^{2-} -ionaktivitet i porevannet nær sedimentoverflaten i løpet av forsøksperioden. $CdS_{(s)}$ -løselighetskontroll skulle i så fall tilsi økende konsentrasjoner av løst Cd^{2+} , som observert. Det er viktig å legge merke til at kilden til økende konsentrasjon av Cd i porevannet må antas å være labile, organisk bundete faser, ikke tidligere utfelt kadmiumsulfid $CdS_{(s)}$. Tilsvarende mobilisering av Cd *in situ* i perioder med lav tilførsel av organisk materiale til fjorden (vinter), ville kunne resultere i omfordeling av kadmium fra oksiske til anoksiske områder som foreslått i kap. 3.1.3. Porevannsobservasjonene synes dermed å bekrefte mekanismen beskrevet i foregående avsnitt, for å forklare det høye innholdet av Cd i anoksiske sedimenter i Drammensfjorden.

3.1.5 Klorerte organiske forbindelser

Fordelingen av analyserte klororganiske forbindelser i sedimentene er vist i Figur 7. De fleste prøvene viste en tendens til økende konsentrasjon fra start til slutt av forsøket (se under). Som for metallene ga sedimentanalysene således ingen indikasjon på mobilisering verken av PCB eller DDT fra de *anoksiske* sedimentene.

Figur 7a,b viser den totale konsentrasjonen av de 15 analyserte komponentene av polykloreterte bifenyler ($\sum PCB$). Basert på kvalitetskriteriene i Molvær *et al.* (1997) kunne topplaget i begge områdene karakteriseres som "moderat forurenset" mht PCB, mens 3-5cm skiktet på den oksiske lokaliteten tilsvarte "markert forurenset".

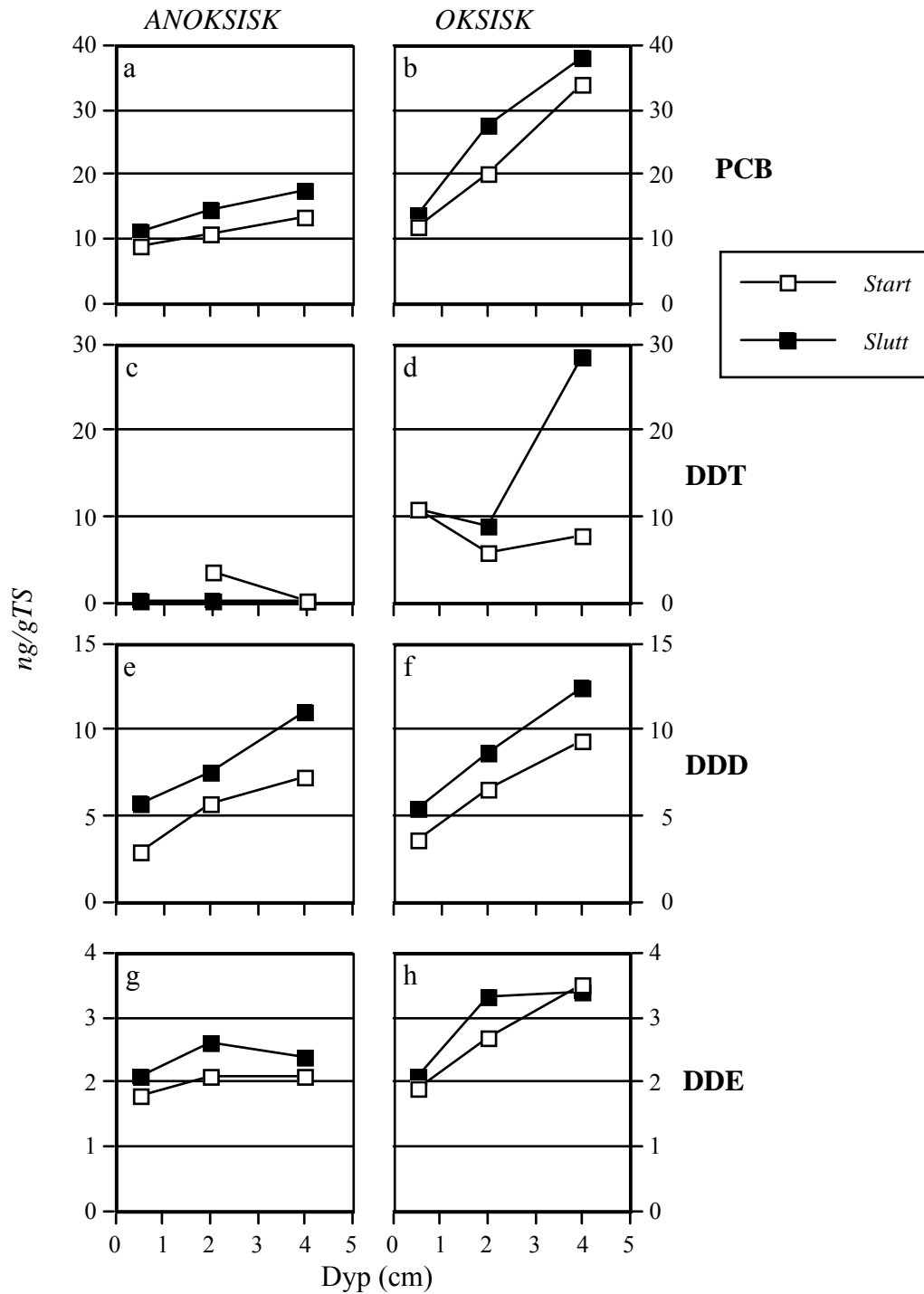
Totalkonsentrasjonene av $\sum DDT$ varierte mellom 16 og 45 ng/gTS på den oksiske lokaliteten sammenlignet med 5-13 ng/gTS på den anoksiske lokaliteten. p,p'-DDT, som bare ble funnet på den oksiske lokaliteten, utgjorde det meste av differensen mellom de to sediment-typene. Manglende verdi for p,p'-DDT fra 0-1 cm dyp på den anoksiske lokaliteten (Figur 7c) skyldes at det heller ikke i denne prøven var detekterbare mengder, men deteksjonsgrensen var usikker pga av interfererende forbindelser som ikke lot seg fjerne med normale renseprosedyrer (Brevik, pers.med.).

Lokalitetene var lite forskjellige m.h.t. p,p'-DDD og p,p'-DDE (Figur 7e-h) og konsentrasjonene observert på den anoksiske lokaliteten var i god overenstemmelse med konsentrasjonene rapportert av Konieczny *et al.* (1994) på en stasjon i samme område. Etter Molvær *et al.* (1997) kan sedimentene fra de to lokalitetene betegnes hhv "markert" forurenset mht $\sum DDT$ mens 3-5cm skiktet på den oksiske lokaliteten tilsvarte "sterkt forurenset".

En liten men konsistent økning av alle de analyserte klororganiske forbindelsene ble observert i løpet av forsøket. Også etter normalisering mot organisk materiale (N) ble det, med unntak av p,p'-DDT i anoksiske sediment, observert økning av samtlige parametre. Sammentrykning av sedimentene (kap. 3.1.1) vil kunne gi en tilsynelatende økning av konsentrasjonen av en forbindelse som øker med dypet. Det ble imidlertid ikke funnet indikasjoner på sammentrykning under 0-1cm laget i det *oksiske* sedimentet og heller ikke økningen av p,p'-DDE i 1-3 cm snittet i det *anoksiske* sedimentet kunne forklares med slike fysiske forandringer. Blåskjellene akkumulerte små mengder DDT fra en kilde i dypvannet eller eksperiment-miljøet (kap. 3.2.3). Opptaket i blåskjellene var imidlertid lite sammenlignet med variasjonene i sedimentet, og verken PCB eller pp'-DDE viste noe opptak overhodet i blåskjellene. Det virker heller ikke sannsynlig at kilder, verken i eksperimentmiljøet eller i dypvannet kan gi tilnærmet dybdeuavhengig økning av så mange ulike klororganiske forbindelser. Alle klororganiske forbindelser ble bestemt i samme ekstrakt og selv om alle prøvene ble ekstrahert,

renset og analysert parallelt etter at forsøket var avsluttet, kan det ikke utelukkes at økningen skyldes systematiske feil eller kontaminering av prøvene innsamlet ved slutten av forsøket.

I det *oksiske* sedimentet ble det observert en meget høy konsentrasjon av p,p'-DDT i 3-5 cm skiktet ved avslutningen av forsøket. Det er usannsynlig at dette gjenspeiler en reell økning i løpet av forsøket. Dette sedimentskiktet var kontaminert både med Hg og PCB, og økningen i løpet av forsøket forklares best ved at det under avsluttende prøvetaging tilfeldig ble tatt kjerner i spesielt kontaminerte flekker i en eller flere av de fire kassene som prøvene ble tatt fra (jfr. kap.3.1.3). I såfall viser disse prøvene at flekkene skiller seg ut mht til Hg og DDT, men ikke PCB. Ved hjelp av daterte prøver kunne Andersen (1997) knytte forhøyete C:N forhold og konsentrasjoner av Hg i dypere sedimentlag innerst i fjorden, til utslipp av Hg fra treforedlingsindustrien i Drammensvassdraget. Det kvikksølvrike sedimentlaget på 20-35cm dyp (kjerne D3 (Andersen, 1997)) var reduserende og

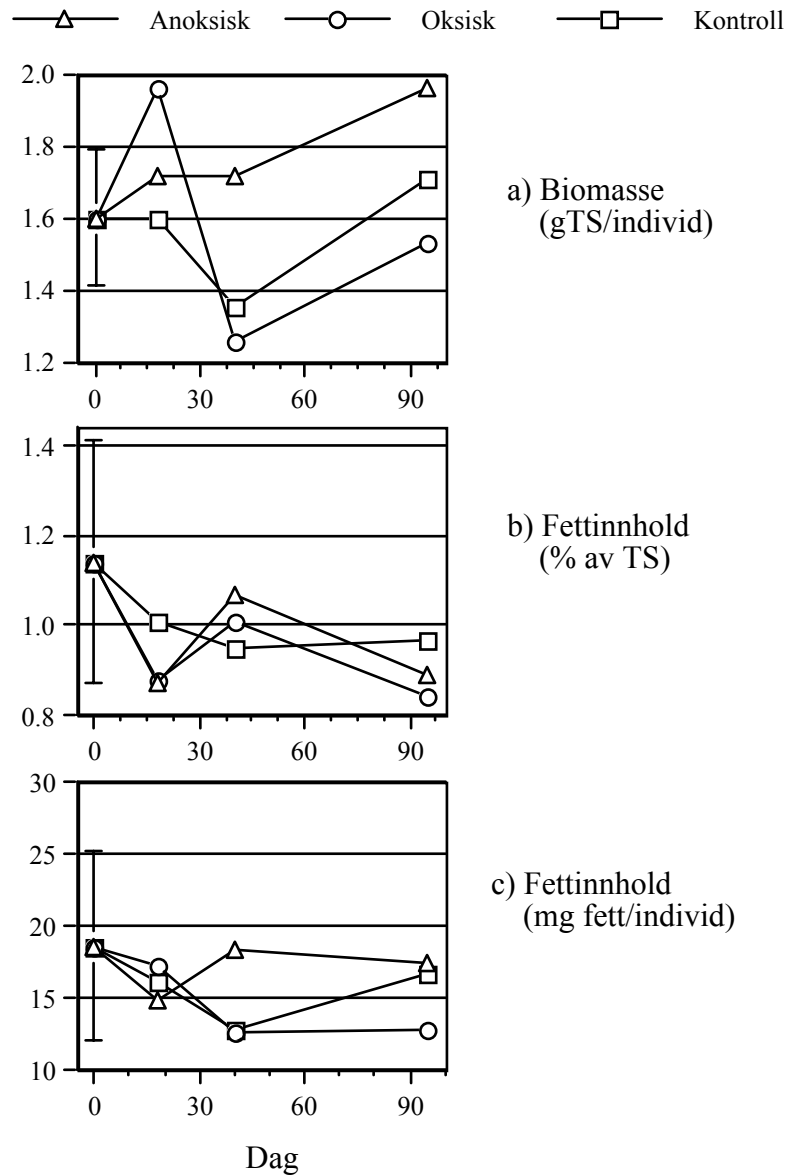


Figur 7. Klorerte organiske forbindelser i sedimentene ved start og slutt av forsøket. inneholdt lite p,p'-DDT, men innholdet av 12.4-12.9 ngDDD/gTS, 1.8-3.7 ngDDE/gTS og 0.49-0.58 ngHg/gTS var i påfallende god overenstemmelse med våre observasjoner i 3-5cm dyp i det oksiske sedimentet (Figur 5d, Figur 7f,h). Dette kunne tyde på at treforedlingsindustrien ved Drammenselva i tiden før avviklingen i 1970-årene, var en hovedkilde til kontamineringen i sedimentene under topplaget på den oksiske lokaliteten.

3.2 Blåskjell

3.2.1 Kondisjon

Data som indikerer blåskjellenes kondisjon er vist i Figur 8. I den første perioden etter oppstart økte biomassen i akvariene plassert nedstrøms sedimentene, men ingen økning ble observert i blåskjell fra



Figur 8. Biomasse og fettinnhold i blåskjell i kontrollakvarier og i akvarier plassert nedstrøms sedimentene fra oksisk og anoksisk lokalitet. kontrollakvariene som ble forsynt med vann direkte fra header-tanken (Figur 1). Biomassen i blåskjellene nedstrøms de *anoksiske* sedimentene (Figur 8a) økte gjennom hele forsøket, og Figur 8c viste at mot slutten av forsøket var fettinnholdet i denne populasjonen noe høyere enn fettinnholdet i blåskjellene nedstrøms de *oksiske* sedimentene.

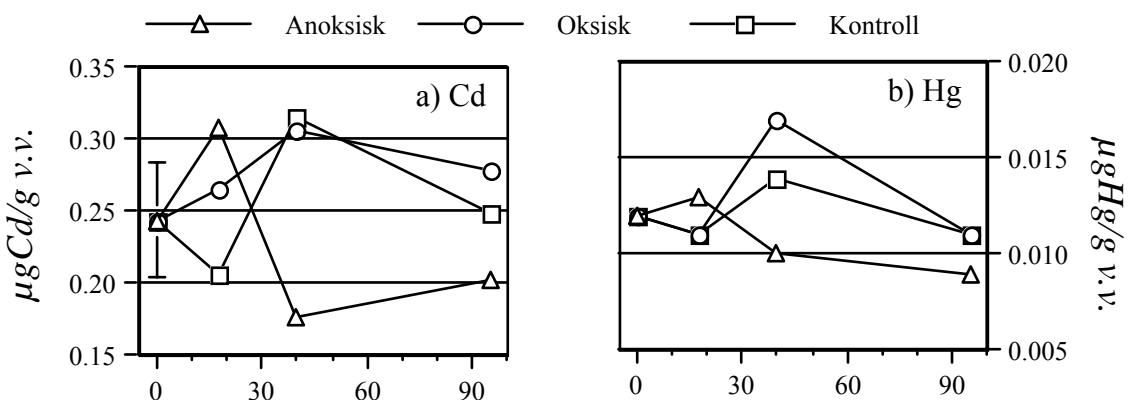
Anoksisk porevann vil vanligvis ha høye konsentrasjoner av løst organisk materiale (e.g. fettsyrer, aminosyrer) som må ha lekket ut som følge av sammentrykningen av sedimentet, men det er ikke trolig at dette kan ha bidratt kvantitativt til vekst av blåskjellene. Derimot er det lett å tenke seg at børstemarkaktivitetene hadde medført resuspensjon av mer materiale fra det porøse, varvete *anoksiske* sedimentet og at partiklene herfra inneholdt mer organisk materiale enn partiklene resuspendert fra det *oksiske* sedimentet.

Som følge av endrede strømforhold i vannet over sedimentet og generell aktivitet i forbindelse med etablering av eksperimentet, vil resuspensjon og utlekking av partikulært materiale være størst den første tiden etter etablering av forsøket. Det faktum at det i den første perioden etter oppstart, ble observert økning av biomassen men reduksjon av fettinnholdet kan derfor tolkes som biomasse "fortynning" med lipid-fattig materiale frigjort ved resuspensjon og utlekking fra sedimentene.

3.2.2 Metaller

Innholdet av de to metallene var lavt i alle prøver av blåskjell analysert i dette forsøket. Nivåene var ca 0.5x grenseverdier for høyt bakgrunnsnivå (Molvær *et al.*, 1997) og varierte lite i løpet av forsøket (Figur 9).

Tendensen for begge metallene var ingen forandring i kontroll gruppen, svakt økende i populasjonen nedstrøms det *oksiske* sedimentet, svakt avtagende i populasjonen nedstrøms det *anoksiske* sedimentet. Den markerte, men forbigående økningen ved dag 18 (Figur 9) kunne indikere at blåskjellene på dette tidspunktet inneholdt en del Cd bundet til partikler fra det anoksiske sedimentet, men at metallet var lite tilgjengelig for assimilasjon og derfor ble skilt ut sammen med partiklene i den påfølgende perioden.



Figur 9. Metallinnhold i blåskjell i kontrollakvarier og i akvarier nedstrøms sedimenter fra oksisk og anoksisk lokalitet, normalisert mot friskvekt. Det første punktet i hvert diagram (dag 0) viser middelveien av de tre nullprøvene ± et standardavvik (σ_{n-1}).

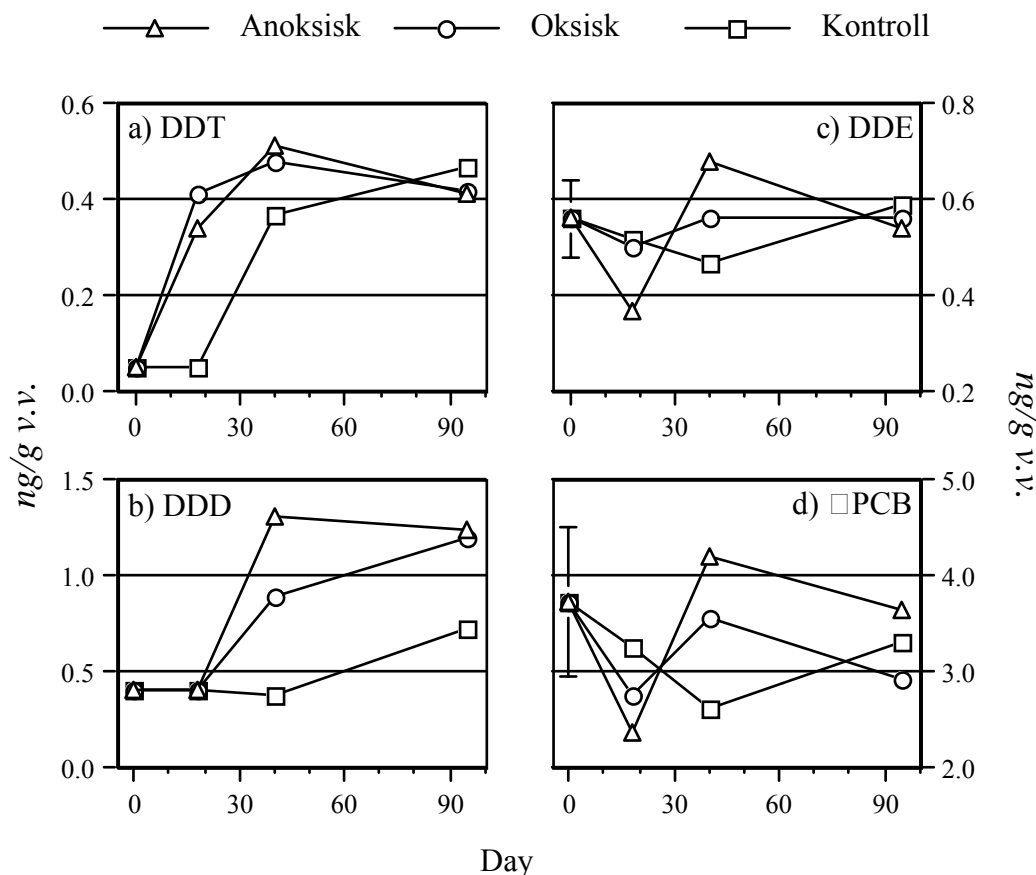
3.2.3 Klorerte organiske forbindelser

Nullprøvene av blåskjell inneholdt mellom 0.5x og 1x øvre grense for høyt bakgrunnsnivå (etter Molvær *et al.*, 1997) av både Σ PCB og Σ DDT. Innholdet av Σ PCB endret seg lite i løpet av forsøket (Figur 10d), men Σ DDT (Figur 10a-c) økte til 1.2x bakgrunnsnivå.

I akvariene nedstrøms de anoksiske sedimentene ble det observert en initiell reduksjon av Σ PCB etterfulgt av en markert økning mellom dag 18 og dag 42. Disse svingningene var nærmest et speilbilde av variasjonene i metallinnhold (Figur 9) og må ses i sammenheng med samtidige variasjoner i tørrstoffinnhold og fett (Figur 8).

Konsentrasjonen av p,p'-DDT i blåskjellprøvene økte i løpet av forsøket fra mindre enn deteksjonsgrensen på 0.05ng/gv.v. i samtlige nullprøver (n=4) til mellom 0.41 og 0.47ng/gv.v. i sluttprøvene. Både det faktum at p,p'-DDT ikke var tilstede i detekterbare mengder i det *anoksiske* sedimentet, og at økningen var like stor i kontrollprøvene viste at sedimentene ikke kunne være kilden til opptaket av p,p'-DDT i blåskjellene. Andersen (1997) fant økning av innholdet av DDT i nettsnegl (*Hinia reticulata*), men ikke børstemark, lagret i kontrollsedimenter i bløtbunnslaboratoriet på Solbergstrand.

Kontaminering via luft eller fra materialer i kontakt med vannstrømmen mellom header-tanken og akvariene kunne være en teoretisk mulig forklaring på opptaket i blåskjell. Vannet til kontrollpopulasjonen ble ledet direkte via en slange fra headertanken til det åpne glassakvariet, mens



Figur 10. Klororganiske forbindelser i blåskjell i kontrollakvarier og i akvarier nedstrøms sedimenter fra oksisk og anoksisk lokalitet. Det første punktet i hvert diagram (dag 0) viser middelverdien av de tre nullprøvene \pm et standardavvik (σ_{n-1}).

vannet til de to andre akvariene hadde en mye lengre vei gjennom de fire sedimentakvariene. Akvariene var beskyttet med lokk mot dryss og dalende partikler, men lokaene lå løst oppå deleveggene slik at svevepartikler og gass lett kunne transporteres horisontalt over vannspeilene i alle fire sedimentkar. I tillegg vil overløpene fra et sedimentkar til neste representere punkter med god utveksling mellom luft og vann. Vannet som ble tilført akvariene nedstrøms sedimentene ville derfor lett kunne tenkes å bli mer kontaminert enn vannet som ble tilført kontrollakvariene. Dette vil igjen gi raskere etablering av likevektsnivå mellom vann og organisme og forklare tidsforskyvningen mellom kontroll- og sediment-akvariene. Problemet med en slik forklaring er at det ikke finnes sannsynlige kilder til p,p'-DDT i laboratorielufta.

En alternativ forklaring kan være at dypvannet fra 60m inntaket inneholdt mer p,p'-DDT enn overflatelaget på lokaliteten der blåskjellene ble innsamlet. Kilden kunne i så fall være dypvannet i seg selv, eller partikler resuspendert fra sedimentene i nærheten av vanninntaket. Vi er ikke kjent med data som viser variasjoner i DDT-innholdet med dypet i Oslofjorden. Blåskjell kan redusere filtreringshastigheten når partikkelinnholdet i vannet blir for lavt til et rimelig energiutbytte. Partikkelmengden i dypvannet var trolig lav på den tiden av året da forsøket ble startet (desember), men kan ha økt mot slutten av forsøket p.g.a. våroppblomstringen som ofte begynner tidlig i februar. Den forsinkete økningen i kontrollakvariet kan derfor skyldes at blåskjellene som tilføres partikler fra sedimentene filtrerte større vannmengder enn blåskjellene i kontrollakvariene, iallfall i starten av forsøket. Figur 10a viser at når økningen i kontrollakvariet først kom, økte innholdet av p,p'-DDT raskt til det samme nivået som i de øvrige sedimentene. Dette indikerte at kilden var like "sterk" i alle tre akvariene.

Figur 10b, viser at blåskjellene etter hvert også fikk et høyere innhold av p,p'-DDD. Den meget systematiske forsinkelsen i forhold til opptaket av p,p'-DDT, kan skyldes ulike opptaksrater eller metabolisering av p,p'-DDT i organismen. Sammenlignet f.eks. med børstemark, regnes muslinger å ha liten evne til metabolisering av persistente organiske forbindelser (Boon *et al.*, 1989) og det faktum at DDD/DDE forholdet på slutten av forsøket ble svært likt det forholdet observert i sedimentene fra Drammensfjorden kan indikere at forholdet i 60m vannet ved Solbergstrand er kontrollert av samme typer partikler som de som sedimenterer i Drammensfjorden.

3.3 Børstemark

3.3.1 Kondisjon

Som vist i Tabell 3 ble det satt ut 113 individer til hver av de åtte sedimentkassene. Etter eksponering i tre måneder var gjenfangsten mellom 57 og 82 individer/kasse. Det var ingen signifikant forskjell m.h.t. overlevelse i de to sediment-typene. Døde børstemark antas å disintegre relativt hurtig og levninger ble aldri observert verken i løpet av forsøket eller under avsluttende sikting av sedimentet. Børstemark ble heller aldri observert på vei ut av eller utenfor sedimentet (vegger, utløps-slanger o.a.). Emigrasjon kan ikke helt utelukkes, men anses lite sannsynlig.

Tabell 3. Overlevelse og kondisjon av børstemark. Sluttprøvene er representert med middelverdi for alle individer i hver av de fire sedimentkassene fra hver lokalitet og beregnet sannsynlighet (p) for at det ikke var forskjell mellom de to behandlingene.

	Start	Slutt		Forskjell (p)
		Oksisk	Anoksisk	
Antall individ/kasse	113	70	66	0.549
Biomasse (mg v.v./ind.)	331*	189	242	0.060
“ (mg TS/ind.)	-	28	37	0.0001
Fettinnhold (%TS)	7.2	6.3	8.3	0.022

*Avvikende veieprosedyre (se tekst)

Børstemarkene i det *anoksiske* sedimentet hadde blitt signifikant større ($p=0.0001$) og fetere ($p=0.022$) enn gruppen i det *oksiske* sedimentet (Tabell 3). Ingen av de to populasjonene hadde signifikant endret fettinnhold i forhold til nullprøvene, men kombinasjonen av øket fettinnhold i den *anoksiske* populasjonen og redusert fettinnhold i den *oksiske*, var stor nok til at populasjonene var blitt signifikant forskjellige ved slutten av forsøket.

Ved gjenfangst var midlere våtvekt betydelig mindre enn under utsetting. Dette kunne tolkes som om de minste individene hadde bedre overlevelse enn de største. Imidlertid, ble våtvekt ved starten av forsøket beregnet på grunnlag av vekten av de 113 individene satt ut i hver sedimentkasse.

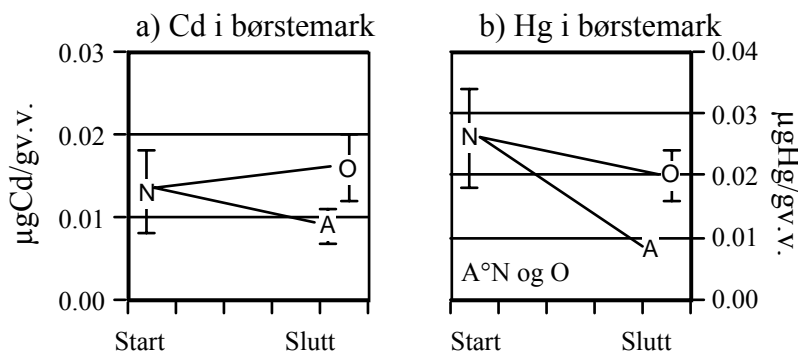
Børstemarkene kan i gitte situasjoner produsere mye slim som ikke fjernes ved drypptøking. For ikke å skade dyra var vi forsiktige med tørking før veiing og utsetting. Den høye våtvekten ved starten av forsøket kan derfor skyldes at prøvene inneholdt mye slim under veiingen.

3.3.2 Metaller

Innholdet av kadmium og kvikksølv i børstemark er vist i Figur 11.

Figur 11 viser avtagende innhold av Hg i børstemark i løpet av forsøket. Reduksjonen var størst i dyra eksponert for *anoksiske* sediment der konsentrasjonene ved slutten av forsøket var signifikant lavere enn konsentrasjonene både i nullprøver og sluttprøver fra *oksiske* sediment. For Cd var verken økende tendens i *oksiske* sediment eller avtagende tendens i *anoksiske* sediment signifikant ved 95% signifikansnivå.

Trendene for både Cd og Hg i børstemark var dermed svært like trendene observert i blåskjellene (Figur 9). Økende innhold av Cd i organismene eksponert for de *oksiske* sedimentene var konsistent med forhøyete konsentrasjoner av Cd i porevannet. Avtagende innhold i organismene eksponert for *anoksiske* sediment var konsistent med spesiering til tungt løselige sulfider, og større reduksjon for Hg enn for Cd var konsistent med det faktum at løseligheten av $\text{HgS}_{(s)}$ er lavere enn løselighet av $\text{CdS}_{(s)}$. Disse observasjonene bekrefter at biotilgjengeligheten av metallene er kontrollert av konsentrasjoner i porevannet. Observasjonene indikerte også at innholdet i organismene påvirkes av termodynamisk beregnede konsentrasjonsforskjeller på nivåer langt under analytisk deteksjonsgrense.



Figur 11. Kadmium og kvikksølv i børstemark ved dag null (N) og etter 113 dagers eksponering i sedimenter fra oksisk (O) og anoksiske (A) lokalitet. Metallinnholdet er vist som middelværdi \pm 1 standardavvik ($n_N=5$, $n_{A,O}=4$), normalisert mot friskvekt. Ulikheter (\neq) angir prøver med signifikant ($p \leq 0.05$) forskjellig konsentrasjon (ANOVA, Tukey-Kramer HSD).

3.3.3 Klorerte organisk forbindelser

Konsentrasjon av klororganiske forbindelser i børstemark er vist i Figur 12.

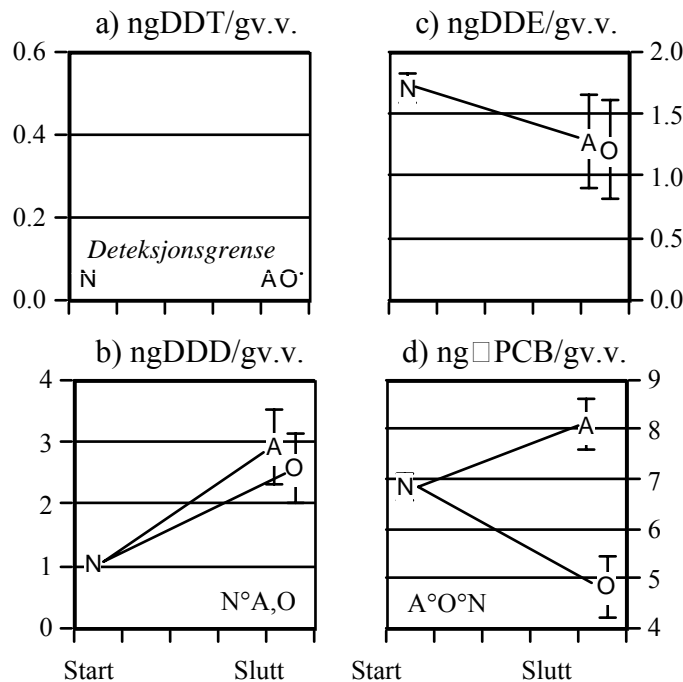
p,p'-DDT (Figur 12a) var under deteksjonsgrensen på 0.05 ng/gv.v. i alle prøver av børstemark.

p,p'-DDD (Figur 12b) økte signifikant relativt til nullprøvene i begge behandlinger, men det var ubetydelig forskjell mellom prøvene fra *oksisk* hhv *anoksisk* sediment.

p,p'-DDE (Figur 12c) viste avtagende trender i begge behandlinger, men det var ingen signifikante forskjeller mellom noen av prøvene.

Det faktum at p,p'-DDT var tilstede i tildels høye konsentrasjoner i sedimentene fra den oksiske lokaliteten, men under deteksjonsgrensen i børstemarkene plukket ut av dette sedimentet, viste etter alt å dømme at renseteknikken benyttet under prøvetaking hadde fungert tilfredstillende.

Konsentrasjonen av Σ PCB (Figur 12d) økte i løpet av forsøket i børstemark eksponert for *anoksiske* sedimenter og avtok i dyra eksponert for *oksiske* sedimenter. Både økningen i *anoksiske* og reduksjonen i *oksisk* behandling var signifikant med $p \leq 0.05$.



Figur 12. Klororganiske forbindelser i nullprøver (N) av børstemark og etter 113 dagers eksponering i sedimenter fra oksisk (O) og anoksiske (A) lokalitet. Ulikheter angir resultat av varians-analyse (se tekst Figur 12).

4. Diskusjon

4.1 Cd og Hg i sedimenter

Sulfatreduksjon er en viktig omsetningsvei for organisk materiale i kystnære marine sedimenter, også i sedimenter der H₂S ikke er detekterbar med vanlige metoder (Jørgensen, 1982, Canfield, 1989). I flere forsøk på Solbergstrand med permanent utplasserte S²⁻-selektive elektroder har vi funnet logiske (i forhold til sted, tid og organisk belastning) aktivitetstetningsvariasjoner ved nivåer langt under deteksjonsgrensen for alternative metoder.

I Schaanning *et al.* (1996) rapporterte vi således målte aktiviteter av sulfidioner ($\{S^{2-}\}$) fra 10^{-16.5}M til 10^{-20.5}M i eksperimentelle sedimenter med lav organisk belastning og viste at disse nivåene var i rimelig god overenstemmelse med observerte aktiviteter av ¹⁰⁹Cd og løselighetsproduktet for CdS_(s).

Porevannskonsentrasjonene av Cd observert i 0-1cm skiktet av de oksiske sedimentene i dette forsøket varierte fra 10^{-8.9}M til 10^{-9.4}M. Antas aktivitetskoeffisient 0.2 for toverdige Cd-ioner ($\{Cd^{2+}\}=[Cd^{2+}]0.2$) kan vi regne med en midlere kadmiumaktivitet i porevannet på 10^{-9.8}M. Etter likevektsbetingelsen for kadmiumsulfid:

$$K_{CdS} = \{Cd^{2+}\} \{S^{2-}\} = 10^{-27.0}$$

(Stumm og Morgan, 1981) vil porevannet være i likevekt med sulfidion-aktivitet på 10^{-27.0}/10^{-9.8} eller 10^{-17.2}M som var innenfor det tidligere observerte variasjonsområdet for S²⁻ i lignende sedimenter med lav organisk belastning. Denne rimelighetsbetraktningen synes dermed å bekrefte betydningen av mikrobiell sulfatreduksjon som kontrollerende faktor for porevannsaktiviteten av metaller som danner tungt løselige sulfider, og at denne kontrollen er virksom også i tilsynelatende *oksiske* sedimenter.

Konsentrasjonen av H₂S kan beregnes fra pH og aktiviteten av S²⁻ etter ligningen:

$$-\log \sum [H_2S] = -13.9 + pH - \log \{S^{2-}\} - \log(10^{(7.0-pH)} + 2.22)$$

som er gyldig for vanlige sjøvannsbetingelser (10°C, 35PSU, pH≤10) (Schaanning, 1991, Schaanning *et al.*, 1996). Løses for pH = 7.5 og $\{S^{2-}\} = 10^{-17.2}$, vil porevannet være i likevekt med CdS_(s) dersom konsentrasjonen av $\sum H_2S$ var 0.04nM som er fire størrelsesordener lavere enn deteksjonsgrensen for spektrofotometrisk bestemmelse av H₂S i sjøvann (Cline, 1969).

Dersom de økende konsentrasjoner av Cd i porevannet var et resultat av CdS-løselighetskontroll må det samtidig ha vært en avtagende aktivitet av sulfidioner i porevannet. Drivkraften i sulfid-omsetningen er mikrobiell nedbrytning av organisk materiale via sulfatreduksjon (c.f. Zehnder and Stumm, 1988). Avtagende aktiviteter av sulfid-ioner indikerer derfor avtagende sulfatrespirasjonsrater, mest sannsynlig som følge av dårlig tilgang på nedbrytbart organisk materiale. Sedimentene i bløtbunnslaboratoriet får lite "naturlig" tilførsel av organisk stoff via sedimentasjon fra 60m vannet. Innholdet av organisk materiale avtok da også i 0-1cm skiktet i løpet av forsøket (kap. 3.1.2). Omsetning av organisk materiale i dette forsøket må antas først og fremst opprettholdt på rester av materiale akkumulert *in situ* før innsamlingen i oktober. Stoffskifteratene i disse sedimentene kan følgelig antas å ha ligget på et relativt lavt og avtagende nivå, tilsvarende *in situ* vinter. Dersom

sulfatreduksjonshastigheten avtok i det *oksiske* sedimentet i løpet av forsøket, ville en forvente avtagende aktivitet av S^{2-} og økende konsentrasjon av Cd^{2+} , som observert.

Trass i at tilførselen av oksygen fra vannmassen, godt hjulpet av børstemarkenes bioturbasjon, medførte rask reduksjon av H_2S -lukt og fargeskift på sedimentoverflaten og i gravegangene, vil akkumulert organisk materiale bidra til å opprettholde relativt høye sulfatreduksjonsrater i lang tid etter at gode oksygenforhold i vannmassen eventuelt er gjenopprettet. Det må derfor forventes å ta svært lang tid (skala år) før aktiviteten av S^{2-} i porevannet er brakt ned til et nivå tilsvarende de *oksiske* sedimentene. Selv etter dette vil remobilisering av metaller bundet som sulfid trolig hemmes reaksjonskinetisk eller ved innkapsling i mineraler eller organiske hinner. Gjenopprettelse av gode oksygenforhold vil samtidig gjøre slutt på omfordeling av Cd fra oksiske til anoksiske områder. Dette vil føre til at de Cd-anrikete sedimentene sannsynligvis vil dekkes til av sedimenterende materiale med lavere Cd-innhold.

Remobilisering fra $CdS_{(s)}$ synes derfor å forutsette 1) meget lave tilførsler av organisk materiale, 2) at remobilisering ikke hindres reaksjonskinetisk eller fysisk ved innkapsling og 3) at sedimenttilveksten er så lav at ikke overdekking permanent ekskluderer de Cd-anrikete sedimentene fra opptak i bunnfaunaen. Den samme argumentasjonen gjelder for Hg. I tillegg kommer for dette metalllets vedkommende at sedimentene i det anoksiske området ikke var anriket med Hg og at løselighet av HgS er enda lavere enn løseligheten av CdS . Risikoen for remobilisering av metaller lagret som tungt løselige sulfider i anoksiske sedimenter synes derfor svært liten.

4.2 Bioakkumulering Cd og Hg

Tabell 4 viser bioakkumuleringspotensialer beregnet som forholdet mellom konsentrasjon i sedimentet og konsentrasjon i organismen ved starten av forsøket, og bioakkumulering beregnet som forholdet mellom slutt- og start-konsentrasjon i organismen.

Akkumulering < 1.0 viste at organismene i de fleste tilfeller reduserte innholdet av Hg og Cd i løpet av forsøket. I overenstemmelse både med observerte porevannskonsentrasjoner av Cd og respektive løselighet av $HgS_{(s)}$ og $CdS_{(s)}$, var akkumulering lavest for Hg i organismer fra *anoksiske* sedimenter og størst for Cd i organismene fra *oksiske* sedimenter.

Tabellen viste liten sammenheng mellom akkumuleringspotensiale og bioakkumulering. Imidlertid varierte bioakkumulering på samme måte i børstemark og i blåskjell og variasjonene var konsistente i forhold til konsentrasjoner i porevannet, observert eller forventet på grunnlag av forventet $\{S^{2-}\}$ og løselighet av de respektive metallsulfidene. Dette synes å vise at bioakkumulering av disse metallene både i børstemark og blåskjell er kontrollert via konsentrasjonene i porevannet, selv ved nivåer under alminnelige deteksjonsgrenser.

Dersom konsentrasjonen av metallene er kontrollert av $\{S^{2-}\}$ og løselighetsproduktet for det respektive metallsulfidet vil meget enkle målinger av $\{S^{2-}\}$ på sølv-sølv-sulfid ione-selektive elektroder kunne være svært nyttige for vurdering av biotilgjengelighet av en rekke metaller i marine sedimenter.

Tabell 4. Akkumuleringspotensiale og akkumulering (se tekst) av kadmium og kvikksølv i børstemark og blåskjell eksponert for sedimenter fra hhv oksisk og anoksisk lokalitet i Drammensfjorden. Første rad viser konsentrasjonen i sedimentet (jfr. Figur 5).

	<i>Anoksisk</i>		<i>Oksisk</i>	
	Hg	Cd	Hg	Cd
Sediment ($\mu\text{g/gTS}$)	0.14	0.36	0.20	0.15
<i>Børstemark:</i>				
Akk. potensiale	1.2	5	1.3	2.2
Akkumulering	0.4	0.7	0.8	1.3
<i>Blåskjell:</i>				
Akk. potensiale	2.2	0.3	3.2	0.1
Akkumulering	0.7	0.8	0.9	1.1

4.3 Bioakkumulering PCB

Heller ikke $\sum\text{PCB}$ viste noen sammenheng mellom akkumuleringspotensiale og bioakkumulering (Tabell 5). Konsentrasjonen av $\sum\text{PCB}$ var høyere i *oksiske* enn i *anoksiske* sedimenter, men akkumulering var lavere i organismer eksponert for de *oksiske* sedimentene.

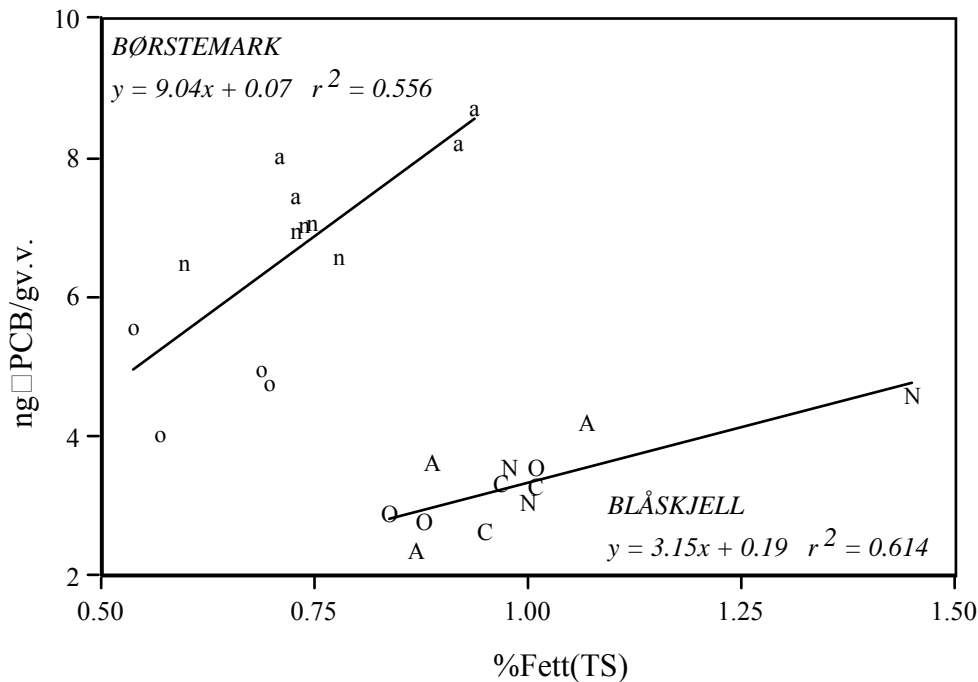
Imidlertid viste både blåskjell og børstemark bedre vekst i gruppene eksponert for *anoksiske* sedimenter og regresjonsanalyser (Figur 13) viste signifikante korrelasjoner ($r^2 \geq 0.556$) mellom

Tabell 5. Akkumuleringspotensiale og akkumulering (se def. s32) av $\sum\text{PCB}$ for børstemark og blåskjell eksponert for sedimenter fra hhv anoksisk og oksisk lokalitet i Drammensfjorden (jfr. Figur 5 og tekst kap. 4.2).

	<i>Anoksisk</i>	<i>Oksisk</i>
Sediment (ng/gTS)	0.010	0.016
<i>Børstemark:</i>		
Akk. potensiale	0.4	0.5
Akkumulering	1.2	0.7
<i>Blåskjell:</i>		

$\sum\text{PCB}$ og fettinnholdet i organismene. Stigningskoeffisienten ($\sum\text{PCB}/\text{fett}$) på 9.0 i børstemark, var stor sammenlignet med 3.2 i blåskjellene. Dette kunne skyldes egenskaper ved fett (f.eks. kjemisk profil), fordeling i organismen, eller levemåte. Fettet i børstemarkene er således mer eksponert for PCB i sedimentene enn hva som er tilfelle for blåskjellene.

Forsøket viste dermed at mens bioakkumulering av Cd og Hg syntes kontrollert eksternt via spesiering i sediment og opptak fra porevannet, syntes $\sum\text{PCB}$ kontrollert internt via dyras vekst og fettinnhold.



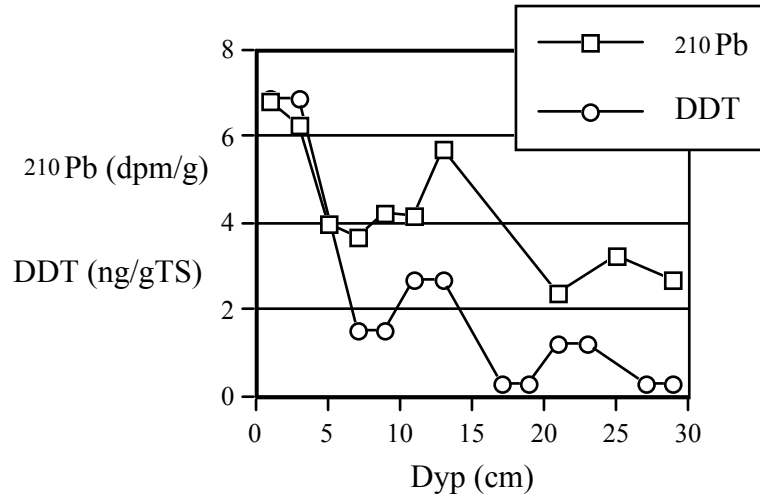
Figur 13. Σ PCB korrelert mot fettinnholdet i børstemark (*Hediste diversicolor*) og blåskjell. n = nullprøver, a = anoksisk, o = oksisk, c = kontroll. Små bokstaver for børstemark, store for blåskjell. Regresjonskurver, kurveligning og regresjonskoeffisienter (r^2) beregnet separat for hhv. blåskjell og børstemark er vist. Begge korrelasjoner var signifikante ($p \leq 0.05$).

4.4 DDT i sedimenter

Både laboratorieforsøk og feltundersøkelser har vist at pp'-DDT kan brytes ned til pp'-DDD eller p,p'-DDE. pp'-DDD kan brytes videre ned til vannløselig syre (pp'-DDA) (Brown *et al.*, 1987) som ikke vil detekteres i våre analyser. Videre omsetning av p,p'-DDE er uklar. Nedbrytning til pp'-DDD prefereres i anaerobe miljø (Guenzi og Beard, 1967, Patil *et al.*, 1972, Glass, 1972, Zoro *et al.*, 1974, Gambrell *et al.*, 1984) mens nedbrytning til p,p'-DDE synes å være en langsommere, pH-avhengig prosess knyttet til mer oksygenrike miljø (Guenzi og Beard, 1968, Wolfe *et al.*, 1977, Kobayshasi og Rittmann, 1982, Cook og Stringer, 1982). En rekke andre metabolitter er påvist som viser at omsetningen av DDT er langt mer kompleks enn de relativt enkle hovedtrekkene skissert her.

Det svært like kvikksølvinnholdet på de to lokalitetene (0-1cm) ble tolket dit hen at materialet som tilføres de to lokalitetene hadde samme opprinnelse og derfor samme innhold av konservative komponenter (3.1.3). Det faktum at også innholdet av p,p'-DDD og p,p'-DDE var meget likt på de to lokalitetene, forstås derfor enklest ved at de to metabolittene kan betraktes som konservative, persistente forbindelser upåvirket av kjemiske eller mikrobiologiske prosesser fjordmiljøet, ihvertfall innenfor en tidsskala på et par 10-år. Resultatene tyder derfor ikke på at fraværet av p,p'-DDT i det anoksiske sedimentet (Figur 7c) skyldes anaerobe nedbrytning til pp'-DDD (Gambrell *et al.*, 1984). Brown *et al.* (1987) fant andre nedbrytningsprodukter enn p,p'-DDD og p,p'-DDE i marine sedimenter, og det bør ikke utelukkes at omsetningen av p,p'-DDT i det sterkt sulfidholdige fjordmiljøet verken går via p,p'-DDD eller p,p'-DDE.

Andersen (1997) fant, noe overraskende, mer p,p'-DDT i sedimenter fra 62m dyp i Drammensfjorden (kjerne D3) enn i sedimenter fra 42m dyp (kjerne D2) og 18m dyp (kjerne D1). Dateringer basert på ^{210}Pb viste relativt jevn sedimentasjon på D2, men inversjoner i dybdeprofilen av aktiviteten av ^{210}Pb indikerte kompliserte sedimentasjonsforhold på lokalitet D3 (Jensen, 1995). D3 lå nærmere utløpet av



Figur 14. Aktiviteten av ^{210}Pb og p,p'-DDT i en sedimentkjerne nær Drammenselvas utløp (Data fra Andersen, 1997)

Drammenselva og sedimentasjonsforholdene ble antatt å være mer påvirket av denne elva enn forholdene på D1 og D2 som lå nærmere Lierelvas utløp (Andersen, 1997). Dataene gjengitt i Figur 14 viste klar samvariasjon mellom ^{210}Pb og innhold av p,p'-DDT i kjerne D3, noe som indikerte at sedimentets alder (dvs tid etter deponering på D3) kan ha vært bestemmende for innholdet av p,p'-DDT. I såfall kunne det overraskende høye innholdet av p,p'-DDT tenkes å være et resultat av dynamiske prosesser i elveleiet (oppvirvling pga flom eller gravearbeider, dumping av materiale m.m) som har resultert i omfordeling og sedimentasjon av relativt store mengder materiale fra oksiske deponier oppstrøms, relativt kort tid forut for innsamling av kjerne D3.

Andersen (1997) fant også meget klare forskjeller i DDD/DDE forholdet som varierte fra <0.5 i alle dyp i sedimentene på grunt vann nærmest utløpet av Lierelva (D1) til ≥ 2 i alle dyp på stasjon D3. Som vist i Tabell 8 var det en klar sammenheng mellom lave DDD/DDE forhold og lite organisk materiale i sedimentene. Det kunne derfor være nærliggende å konkludere at p,p'-DDT brytes primært ned til p,p'-DDE under mer oksiske forholdene i sedimentene på D1. Som påpekt av både Konieczny *et al.* (1994) og Andersen (1997) påvirkes imidlertid de to stasjonene av ulike kilder. D1 vil således påvirkes av Lierelva, mens D3 vil påvirkes, primært fra Drammenselva. Dersom D2 ligger i et grenseområde påvirket av begge elvene kunne en forvente intermediære DDD/DDE forhold på denne stasjonen. Som vist i Tabell 8 ble dette bekreftet av dataene fra Andersen, 1997.

Det er derfor godt mulig at forholdet mellom de to metabolittene etableres i mer eksponerte elve-sedimenter eller andre miljøtyper nærmere kilden og at forholdet, som tidligere antydte, kan betraktes som konservativt i fjordmiljøet. Dette synes å forutsette at nedbrytningsmiljøet for DDT i Lierelva er avgjørende forskjellig fra Drammenselva. Lierelva har et brattere fall ned mot fjorden, og det er ikke usannsynlig at nedbrytningsmiljøet i elvesedimentene er generelt mer oksygenrike enn i den bredere, mer stilleflytende Drammenselva. Eventuelle forskjeller i surhetsgrad kan også være av betydning for etablering av ulike DDD/DDE forhold i de to elvene (Wolfe *et al.*, 1977).

Dersom DDD/DDE forholdet på denne måten kan brukes som kildeidentifikasjon for DDT, vil kildene i det området av fjorden der våre prøver ble innsamlet uten videre kunne knyttes til Drammenselva, ikke til Lierelva slik antydnet av Konieczny *et al.* (1994). Sedimentasjon av materiale fra Lierelva vil måtte være av generelt underordnet betydning, på grunn av lang avstand og relativt liten vannføring, ca 1/10 av Drammenselva (Schaanning, 1983). Andersen (1997) konkluderte at fjorden fremdeles tilføres ikke ubetydelige mengder DDT fra Drammenselva og vi har tidligere argumentert for at både C:N forhold (kap. 3.1.2), Hg (kap. 3.1.3) og PCB (kap. 3.1.5) knyttet sedimentene på den oksiske lokaliteten til kilder i Drammensvassdraget.

4.5 Bioakkumulering DDT

Som vist i Tabell 6 var både akkumulasjonsfaktor og akkumulering større for p,p'-DDD enn p,p'-DDE for børstemark såvel som for blåskjell. p,p'-DDT var ikke detekterbart i noen av børstemarkene til tross for stor akkumulasjonsfaktor i det oksiske sedimentet. Akkumulering av p,p'-DDT i blåskjellene var betydelig i alle akvariene, også i kontrollakvariene. Som argumentert i kap. 3.2.3, kunne ikke dette opptaket tilskrives kilder i sedimentet.

Børstemarken *Hediste diversicolor* har evne til å metabolisere relativt persistente organiske forbindelser (Fowler *et al.*, 1978, Elder *et al.*, 1979, Driscoll og McElroy, 1996) og Boon *et al.* (1989) har vist at denne organismen hadde bedre evne til å metabolisere enkelte PCB-forbindelser enn muslingen *Macoma baltica*. Selv om p,p'-DDT ikke var detekterbart verken i anoksiske sedimenter eller i noen av børstemarkprøvene, kan det ikke utelukkes at akkumulering av p,p'-DDD var et resultat av metabolisme av p,p'-DDT tilført fra samme kilde som forårsaket opptak i blåskjellene. Dersom nedbrytning er raskere enn opptak vil konsentrasjonen av p,p'-DDT kunne holdes under deteksjonsgrensen, som observert, og dersom opptaket kom fra samme kilde var det rimelig at DDD/DDE metabolittforholdene ble like i de to behandlingene (Tabell 7). Det synes imidlertid vanskeligere å forklare hvordan en slik mekanisme kunne generere forhold såvidt like forholdene observert både i blåskjellene og i sedimentene.

Tabell 6. Akkumuleringspotensiale og akkumulering (se def. s.32) av de enkelte DDT-metabolitter for børstemark og blåskjell eksponert for sedimenter fra hhv anoksiske og oksiske lokalitet i Drammensfjorden. Første rad viser midlere sedimentkonsentrasjoner i 0-3cm skiktet.

	Anoksiske			Oksiske			Kontroll		
	DDT	DDD	DDE	DDT	DDD	DDE	DDT	DDD	DDE
Sediment (ng/gTS)	nd	5.0	2.1	9	6.3	2.5	-	-	-
<i>Børstemark:</i>									
Akk. potensiale	nd/nd	1.0	0.2	≥30	1.2	0.3	-	-	-
Akkumulering	nd	2.8	0.8	nd	2.4	0.7	-	-	-
<i>Blåskjell:</i>									
Akk. potensiale	nd	2.6	0.8	≥30	3.2	1	?	?	?
Akkumulering	≥8	3	1	≥8	3	1	≥9	1.8	1

Tabell 7. Endring av metabolitt-forholdet DDD/DDE i sediment og organismer i løpet av forsøksperioden

	<i>Anoksisk</i>		<i>Oksisk</i>		Kontroll	
	Start	Slutt	Start	Slutt	Start	Slutt
Sedimenter	2.2	2.8	2.2	2.6	-	-
Børstemark	0.6	2.3	0.6*	2.2	-	-
Blåskjell	0.7	2.4	0.7*	2.3	0.7*	1.0

*samme prøver som anoksisk

Tabell 8. Organisk innhold i sedimenter og metabolitt-forholdet DDD/DDE i sedimenter og organismer før og etter eksponering. (Data for nullprøve 1, samt D1, D2 og D3 etter Andersen (1997)).

	Organisk innhold	DDD/DDE		
	mgN/gTS	Sediment	Børstemark	Blåskjell
<i>Anoksisk</i>	2.1-2.8	2.2-2.8	2.3	2.4
<i>Oksisk</i>	1.5-1.7	2.2-2.6	2.2	2.3
D3	1.9-2.0	2.5-3.6	3.4-5.1	-
D2	1.2-1.3	0.7-1.0	2.1-2.5	-
D1	≤1.0	0.3-0.5	0.4-0.5	-
Kontroll	-	-	-	1.0
Nullprøve 1	<1.0	0.4-0.6	0.5	-
Nullprøve 2	-	-	0.6	0.7

Dersom mekanismen alternativt er et mer passivt opptak kontrollert av akkumulasjonspotensialet, forventes at DDD/DDE forholdet blir likt i oksisk og anoksisk behandling, at forholdet blir det samme i børstemark som i sediment, og forutsatt at forholdet i blåskjellene ble kontrollert av partikler i 60m vannet med DDD/DDE forhold tilsvarende sedimentene i Drammensfjorden, var det heller ikke usannsynlig at forholdene ble de samme i børstemark som i blåskjell.

Problemet med denne mekanismen er at dersom organismen tar opp p,p'-DDD fra sedimentet, burde den også kunne ta opp p,p'-DDT fra det oksiske sedimentet. En mulighet kan være at slikt opptak foregår, men at nedbrytning er raskere enn opptaket og at nedbrytningsproduktet er verken p,p'-DDD eller p,p'-DDE. I kap. 4.4 ble det ført en parallell argumentasjon for at eliminering av p,p'-DDT i de anoksiske sedimentene heller ikke syntes å gå via verken p,p'-DDD eller p,p'-DDE.

En sammenstilling av DDD/DDE forhold i sedimenter i Drammensfjorden og organismer før og etter eksponering mot disse er vist i Tabell 8. Tabellen viser lave forhold i nullprøver av både børstemark og blåskjell såvel som i sedimenter med lavt organisk innhold. Sedimentene på D1 ble innsamlet på 18m dyp, men beliggenheten nær utløpet av Lierelva viste at det lave DDD/DDE-forholdet meget vel kan være etablert på mer eksponerte lokaliteter i elva (4.4). Børstemarkene ble alle innsamlet i strandsonen ved Jeløya, Ytre Oslofjord. Både børstemarkene og sedimentene de ble innsamlet fra hadde lave DDD/DDE-forhold tilsvarende 0.4-0.6. Blåskjellene med DDD/DDE forhold 0.7 ble innsamlet på en eksponert lokalitet i strandsonen ved Solbergstrand. Alle lave DDD/DDE forhold i sedimenter såvel som i organismer kunne dermed relateres til eksponerte, oksygenrike lokaliteter. Tabellen viser at børstemark etter omplassering til sedimenter med varierende innhold av p,p'-DDD og p,p'-DDE, syntes å tilegne seg DDD/DDE-forholdet tilsvarende det nye sedimentet. Det samme gjaldt blåskjellene, men som tidligere vist, var det ikke mulig å knytte det nye forholdet til sedimentene fra Drammensfjorden. DDD/DDE forhold i vannmassene på 60m dyp i Oslofjorden er ikke kjent, men det syntes ikke vanskelig å godta at forholdet i dypvannet i denne delen av fjorden lignet mer på dypereliggende sedimenter i Drammensfjorden, enn på eksponerte overflatelokaliteter.

Den konklusjonen dette synes å lede frem til er at DDD/DDE forholdet var lavere på grunne, eksponerte lokaliteter enn på dypere lokaliteter med mer organisk materiale. Videre syntes det som om forholdet var relativt lite foranderlig i fjordmiljøet og at både børstemark og blåskjell tilegner seg forholdet i omgivende sediment eller vannmasse. At p,p'-DDT elimineres i sulfidholdige sedimenter, såvel som i børstemark, syntes heller ikke særlig kontroversielt, men at nedbrytningsproduktene verken syntes å være p,p'-DDD eller p,p'-DDE var noe mer overraskende.

5. Konklusjoner

- De anoksiske sedimentene i Drammensfjorden har et betydelig potensiale for produksjon av ny biomasse dersom oksygen gjøres tilgjengelig i vannmassene over sedimentet.
- Det var ikke målbar mobilisering fra noen av sedimentene av verken kadmium, kvikksølv, PCB eller DDT etter tre måneders eksponering mot oksygenrike vannmasser.
- Det ble ikke målt noen økning av metallinnholdet verken i børstemark eller blåskjell eksponert for sedimenter fra den anoksiske lokaliteten. Tendensen var generelt avtagende både for kadmium og kvikksølv.
- Verken PCB eller DDT ble akkumulert til konsentrasjoner vesentlig over definerte grenseverdier for øvre bakgrunnsnivå.
- Noe forhøyet innhold av PCB i organismer eksponert for *anoksiske* sedimenter ble relatert til bedre vekst og øket fettinnhold sammenlignet med organismer eksponert for *oksiske* sedimenter.
- DDD/DDE forholdene var i overensstemmelse med preferentiell nedbrytning til DDE i eksponerte, oksiske miljø med lite innhold av organisk materiale. DDD/DDE forholdene syntes lite foranderlige i fjordmiljøet og organismene tilegnet seg p,p'-DDD og p,p'-DDE tilsvarende forholdet i miljøet de befant seg i.
- Markert akkumulering av p,p'-DDT og p,p'-DDD i blåskjell kunne ikke relateres til kilder i sedimentene.
- Kun metabolitten p,p'-DDD ble akkumulert i børstemark.
- Indikasjoner på nedbrytning av p,p'-DDT ble funnet i sulfidholdige sedimenter og i børstemark, men ingen indikasjoner ble funnet på at verken p,p'-DDD eller p,p'-DDE var nedbrytningsproduktet.
- Selv små konsentrasjoner av en miljøgift multiplisert med en stor, ny biomasse vil kunne representere betydelig overføring av miljøgiften til næringskjeder i fjorden. Artsforskjeller, biomagnifisering og lengre eksponeringstider vil kunne resultere i høyere konsentrasjoner i andre organismer i næringskjeden enn de som ble undersøkt i dette forsøket.

6. Referanser

- Andersen, L., 1997. DDT-forbindelser i marine sedimenter i Indre Drammensfjord - tilførsel, nedbrytning og bioakkumulering. Hovedfagsoppgave i marin kjemi. UiO. 100ss + vedlegg.
- Beyer, F., 1954. Studies of a threshold fjord - Dramsfjord - in Southern Norway. I. Hydrography. Master's Thesis Part I. UiO, 165pp.
- Boon, J.P., F.Eijgenraam and J.M.Everaarts, 1989. A Structure Activity Relationship (SAR) Approach Towards Metabolism of PCBs in Marine Animals from Different Trophic Levels. *Mar. Environ. Res.*, 27:159-176.
- Brown, D.A., R.W.Gossett and S.R.McHugh, 1987. Oxygenated Metabolites of DDT and PCBs in Marine Sediments and Organisms. In *Biological Processes and Wastes in the Ocean*. Eds. J.M.Capuzzo and D.R.Kester. Vol. 1:61-69. R.E.Krieger Publishing Company, Malabr, Florida.
- Bruland, K.W., 1983. Trace elements in sea water. In *Chemical oceanography*, J.P.Riley & R. Chester (eds). 8, 156-220.
- Canfield, D.E., 1989. Sulfate reduction and oxic respiration in marine sediments: implications for organic carbon preservation in euxinic environments. *Deep-Sea Research*, Vol. 36, No. 1, pp. 121-138.
- Cline, I.D., 1969. Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 454-458.
- Collier, R.W. & Edmond, J.M. (1983). Plankton compositions and trace element fluxes from the surface ocean. In *Trace metals in sea water*, C.S.Wong, B.Boyle, K.W.Bruland, J.D.Burton and E.D.Goldberg (eds), 789-809.
- Collier, R.W. & Edmond, J.M. (1984). The trace element geochemistry of marine biogenic particulate matter. *Progr. Oceanogr.* 13, 99-113.
- Cooke, B.K. and A.Stringer, 1982. Distribution and breakdown of DDT in Orchard Soil. *Pestic. Sci.* 13: 545-551.
- Driscoll, S.K. and A.E.McElroy, 1996. Bioaccumulation and Metabolism of Benzo(a)pyrene in three species of polychaete worms. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15(8):1401-1410.
- Elder, D.L., S.W.Fowler, and G.G.Polikarpov, 1979. Remobilization of Sediment-associated PCBs by the Worm *Nereis diversicolor*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 56: 243-254.
- Fowler, S.W., G.G.Polikarpov, D.L.Elder, P.Parsi and J.P.Villeneuve, 1978. Polychlorinated Biphenyls: Accumulation from Contaminated sediments and Water by the Polychaete *Nereis diversicolor*. *Marine Biol.*, 48: 303-309
- Gambrell, R.P., C.N.Reddy, V.Collard, G.Green and W.H.Patrick, 1984. The recovery of DDT, kepone and permethrin added to soil and sediment suspensions incubated under controlled redox potential and pH conditions. *Journal WPCF*, 56 (2): 174-182.
- Gill, A.G. & Fitzgerald, W.F. (1988). Vertical mercury distributions in the oceans. *Geochim. Cosmochim. Acta* 52, 1719-28.
- Glass, B.L., 1972. Relation between the degradation of DDT and the iron redox system in soils. *J. Agr. Food Chem.*, 20(2):324-327.
- Guenzi, W.D. and W.E. Beard, 1967. Anaerobic Biodegradation of DDT to DDD in Soil. *Science*, 156:1116-1117.
- Guenzi, W.D. and W.E. Beard, 1968. Anaerobic Conversion of DDT to DDD and Aerobic Stability of DDT in Soil. *Soil Sci.Soc.Amer.Proc.*, 32:522-524.
- Gunnarson, J., S., D.Broman, P.Jonsson, M.Olsson and R.Rosenberg, 1995. Interactions between eutrophication and contaminants: towards a new research concept for the european aquatic environment. *Ambio* 24, 383-385.

- Hylland, K., 1998. Interaksjoner mellom olje og miljøgifter i marine sediment. NIVA Rapport SNO 3766-97. SFT nr 718/97, TA-1521/1997. 42 ss.
- Jensen, A., 1995. 210-Pb-Datering af to sedimentkerner fra Drammensfjorden Vandkvalitetsinstituttet (VKI), Danmark, sag nr. 900103. I Andersen, 1997. DDT-forbindelser i marine sedimenter i Indre Drammensfjord - tilførsel, nedbrytning og bioakkumulering.
- Jørgensen, B.B., 1982. Mineralisation of organic matter in the sea bed - the role of sulfate reduction. *Nature*, 296, 643-645.
- Kerner, M. and K. Wallmann, 1992. Remobilization Events Involving Cd and Zn From Intertidal Flat Sediments in the Elbe Estuary during the Tidal Cycle. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35: 371-393.
- Kobayashi, H. and B.E. Rittmann, 1982. Microbial removal of hazardous organic compounds. *Environ. Sci. Technol.*, 16:170A-183A.
- Konieczny, R.M., O. Bruskeland, G. Brønstad, A. Helland og L.R. Hovde, 1994. Kartlegging av miljøgifter i sedimenter - Indre Drammensfjord 1993. NIVA rapport SNR 3034, 33ss + vedlegg.
- Kremling, K. (1983). Trace metal fronts in European shelf waters. *Nature* 303, 225-27.
- Kremling, K. (1985). The distribution of cadmium, copper, nickel, manganese and aluminium in surface waters of the open Atlantic and European shelf area. *Deep-Sea Res.* 32, 531-55.
- Molvær J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT Veiledning 97:03. TA-1467/1997, 36ss.
- Næs, K., 1981. Kjemiske undersøkelser av overflatesedimentet i Indre Drammensfjord. Hovedfagsoppgave i Marin kjemi, UiO. 97ss.
- Næs, K., 1984. Basisundersøkelser i Drammensfjorden. Delrapport sedimenter. Rapport nr. 158/84. Statlig program for Forurensingsovervåking, SFT, NIVA 0-8000315. 28s.
- Patil, K.C., F. Matsumura and G.M. Boush, 1972. Metabolic Transformation of DDT, Dieldrin, Aldrin and Endrin by Marine Organisms. *Environ. Sci. Technol.* 6: 629-632.
- Peterson, J.E. and W.H. Robinson, 1964. Metabolic Products of p,p'-DDT in the Rat. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 6: 321-327.
- Richards, F.A., 1965. Anoxic Basins and Fjords. In: J.P. Riley and G. Skirrow, Eds., *Chemical Oceanography*, vol. 1, pp 611-645. Academic Press, London and New York.
- Rygg, B. & Thélin, I. (1993). Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Short version. SFT-Veiledning nr. 93:02. ISBN-82-7655-102-5. 20pp.
- Schaanning, M., 1983. Chemical Investigations in the Inner Dramsfjord, an Anoxic Basin, with particular reference to various Redox and Solubility Equilibria. Cand. real thesis, University of Oslo, 154 pp.
- Schaanning, M., 1984. The Behaviour of Iron and Manganese in a Permanently Anoxic Fjord, pp.50-65 in K. Henriksen, Ed., *12.th Nordic Symposium on Sediments*, University of Aarhus.
- Schaanning, M., K. Næs, P.K. Egeberg and F. Bomè, 1988. Cycling of Manganese in the Permanently Anoxic Drammensfjord. *Marine Chemistry*, 23, 365-382.
- Schaanning, M., 1991. Effekter av fiskeoppdrett på marine sedimenter. Jordforsk-rapport 212.409-1, 44pp. ISBN 82-7467-024-8.
- Schaanning, M.T., K. Hylland, D.Ø. Eriksen, T.D. Bergan, J.S. Gunnarson and J. Skei, 1996. Interactions Between Eutrophication and Contaminants: II Mobilization and Bioaccumulation of Hg and Cd from Marine Sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 33: 71-79.
- Skei, J., J.A. Berge, K. Hylland, M. Schaanning, D.Ø. Eriksen, J.S. Gunnarson, M. Skiöld, 1996. Experimental work on interactions between eutrophication and contaminants. I Principles, Experimental design and tracer techniques. *Mar. Pollut. Bull.* 33: 64-70.
- Stenersen, J., 1965. DDT-metabolism in Resistant and Susceptible Stable-flies and in Bacteria. *Nature*, 207(4997):660-661.
- Strøm, K.M., 1936. Land-Locked Waters. *Skr. Norske Vidensk. Akad. Mat. naturv.* Kl. I, 7: 1-88.
- Stumm, W. and J.J. Morgan, 1981. *Aquatic Chemistry* 2nd ed. John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto. 780pp.

- Wolfe, N.L., R.G. Zepp, D.F. Paris, G.L. Baughmann and R.C. Hollis, 1977. Methoxychlor and DDT Degradation in Water: Rates and Products. *Environ. Sci. Technol.*, 11(12):1077-1081.
- Zehnder, A.J.B. and W. Stumm, 1988. Geochemistry and biogeochemistry of anaerobic habitats. In A.J.B. Zehnder (Ed.), *Biology of Anaerobic Microorganisms*, John Wiley and Sons, Inc., pp. 1-35.
- Zoro, J.A., J.M. Hunter, G. Eglinton and G.C. Ware, 1974. Degradation of p,p'-DDT in Reducing Environments. *Nature*, 247: 235-237.

Vedlegg A. Analyser av porevann

Tabell A. Vanninnhold og kadmium i porevannet ekstrahert fra sedimentprøver.
Tre dyp, to behandlinger og fire tidspunkter.

Dato	Behandling	Sed. dyp cm	Vått sed. g	Vann- innhold	Cd i PW µg/l
17.12.96	Oksisk	0-1	92.48	75.2 %	0.050
17.12.96	Oksisk	1-3	159.6	60.9 %	0.020
17.12.96	Oksisk	3-5	162.0	56.8 %	0.020
17.12.96	Anoksisk	0-1	84.34	88.4 %	<0.020
17.12.96	Anoksisk	1-3	142.0	80.3 %	<0.020
17.12.96	Anoksisk	3-5	154.7	74.1 %	<0.020
07.01.97	Oksisk	0-1	88.58	71.8 %	0.070
07.01.97	Oksisk	1-3	153.0	60.3 %	0.030
07.01.97	Oksisk	3-5	160.1	58.2 %	0.020
07.01.97	Anoksisk	0-1	68.18	84.9 %	<0.020
07.01.97	Anoksisk	1-3	139.8	79.5 %	<0.020
07.01.97	Anoksisk	3-5	140.2	72.4 %	<0.020
28.01.97	Oksisk	0-1	91.01	71.7 %	0.120
28.01.97	Oksisk	1-3	160.8	60.1 %	0.030
28.01.97	Oksisk	3-5	168.6	56.9 %	0.040
28.01.97	Anoksisk	0-1	78.78	84.9 %	<0.020
28.01.97	Anoksisk	1-3	145.8	78.7 %	<0.020
28.01.97	Anoksisk	3-5	153.4	70.9 %	<0.020
25.03.97	Oksisk	0-1	89.00	72.0 %	0.130
25.03.97	Oksisk	1-3	157.9	61.4 %	0.050
25.03.97	Oksisk	3-5	159.1	56.7 %	0.030
25.03.97	Anoksisk	0-1	86.36	81.9 %	<0.020
25.03.97	Anoksisk	1-3	144.1	77.4 %	<0.020
25.03.97	Anoksisk	3-5	151.6	70.7 %	0.020

Vedlegg B. Analyser av sediment

Tabell B. Total karbon, nitrogen, kadmium, kvikksølv og klororganiske forbindelser i 0-1cm, 1-3cm og 3-5cm dyp i sedimenter fra oksisk og anoksisk lokalitet ved starten og slutten av forsøket.. Blandprøver fra fire replikate eksperimentenheter.

Analyse-variabel	Enhet	Oksisk	Oksisk	Oksisk	Anoks.	Anoks.	Anoks.	Oksisk	Oksisk	Oksisk	Anoks.	Anoks.	Anoks.
		Start 0-1 cm	Start 1-3 cm	Start 3-5 cm	Start 0-1 cm	Start 1-3 cm	Start 3-5 cm	Slutt 0-1 cm	Slutt 1-3 cm	Slutt 3-5 cm	Slutt 0-1 cm	Slutt 1-3 cm	Slutt 3-5 cm
Tot. C	mg/gTS	23,4	24,8	29,1	31,4	26,8	23,6	23,4	26,9	30,4	26,1	27,0	23,8
Tot. org. N	“	1,7	1,6	1,8	2,8	2,3	1,7	1,5	1,6	1,7	2,2	2,1	1,7
Cd	µg/gTS	0,094	0,217	0,341	0,361	0,367	0,456	0,105	0,284	0,328	0,344	0,419	0,483
Hg	“	0,15	0,23	0,46	0,13	0,15	0,15	0,16	0,30	0,69	0,13	0,13	0,16
QCB	ng/gTS	0,2	0,2	0,2	<0,2	0,2	0,3	<0,2	<0,2	0,2	<0,2	<0,2	<0,2
HCB	“	0,2	<0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,2	<0,2	0,7
HCHA	“	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
HCHG	“	0,2	m	<0,2	0,3	m	m	0,2	m	m	m	m	m
CB28	“	1,2	1,7	2,9	0,9	0,8	1,5	1,0	2,6	3,1	0,8	1,0	2,0
CB52	“	0,7	1,0	2,6	0,7	0,7	0,9	0,6	2,0	3,3	0,6	0,8	1,3
OCS	“	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
CB101	“	0,8	2,0	4,1	0,7	0,9	1,2	1,2	3,1	4,8	0,9	1,2	1,6
CB118	“	1,3	2,5	4,3	1,1	1,4	1,8	1,8	3,5	4,7	1,5	2,1	2,5
CB153	“	2,2	3,6	5,5	1,6	2,0	2,2	2,6	4,4	5,9	2,1	2,8	2,8
CB105	“	0,6	1,4	2,3	0,4	0,6	0,7	0,9	2,0	2,8	0,6	0,7	1,0
CB138	“	2,1	3,5	5,6	1,5	1,8	2,0	2,6	4,5	6,2	1,9	2,5	2,5
CB156	“	0,5	0,9	1,5	0,3	0,5	0,6	0,6	1,2	1,7	0,5	0,7	0,8
CB180	“	1,9	2,8	4,0	1,3	1,8	2,0	2,0	3,3	4,3	1,8	2,2	2,3
CB209	“	0,5	0,8	1,1	0,4	0,4	0,6	0,6	1,0	1,3	0,5	0,6	0,7
∑ PCB	“	11,8	20,2	33,9	8,9	10,9	13,5	13,9	27,6	38,1	11,2	14,6	17,5
∑ Seven Dutch	“	10,2	17,1	29	7,8	9,4	11,6	11,8	23,4	32,3	9,6	12,6	15
pp'-DDE	“	1,9	2,7	3,5	1,8	2,1	2,1	2,1	3,3	3,4	2,1	2,6	2,4
pp'-DDD	“	3,6	6,6	9,3	2,9	5,7	7,2	5,4	8,6	12,4	5,7	7,5	11,1
pp'-DDT	“	10,8	5,7	7,8	m	3,5	<0,2	10,9	8,9	28,5	<0,2	<0,2	<0,2

m: maskert

Vedlegg C. Analyser av blåskjell

Tabell C. Total tørrstoff, fett, kadmium, kvikksølv og klororganiske komponenter i blåskjell, tre behandlinger, 4 tidspunkter.

Analyse- variabel	Enhet	Nullpr.	Nullpr.	Nullpr.	Kontr.	Oksisk	Anoks.	Kontr.	Oksisk	Anoks.	Kontr.	Oksisk	Anoks.
		20.12.96	20.12.96	20.12.96	7.01.97	7.01.97	7.01.97	29.01.97	29.01.97	29.01.97	25.03.97	25.03.97	25.03.97
TTS/%	% av v.v.	22,8	19,0	18,9	17,8	17,4	18,2	18,3	18,6	20,8	17,0	17,7	16,8
Fett-%	% av TS	1,45	0,98	1,00	1,01	0,88	0,87	0,95	1,01	1,07	0,97	0,84	0,89
Cd	µg/g v.v.	0,205	0,281	0,245	0,207	0,265	0,308	0,315	0,307	0,176	0,249	0,278	0,202
Hg	“	0,012	0,013	0,012	0,011	0,011	0,013	0,014	0,017	0,010	0,011	0,011	0,009
QCB	ng/g v.v.	<0,05	s0,86	0,24	<0,05	0,08	0,11	0,06	0,29	0,11	0,28	0,09	0,34
HCB	“	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,02	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
HCHA	“	0,15	0,06	0,06	0,07	0,06	0,05	0,06	0,06	0,07	0,09	0,06	0,07
HCHG	“	0,42	0,43	0,28	0,40	0,30	0,27	0,30	0,35	0,40	0,42	0,29	0,33
CB28	“	0,11	0,05	0,05	0,07	0,06	0,09	0,06	0,12	0,18	0,09	0,10	0,17
CB52	“	0,26	0,14	0,12	0,15	0,10	0,13	0,11	0,16	0,22	0,13	0,13	0,19
OCS	“	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
CB101	“	0,71	0,50	0,42	0,46	0,34	0,33	0,35	0,50	0,59	0,49	0,41	0,51
CB118	“	0,92	0,69	0,61	0,63	0,56	0,46	0,49	0,65	0,81	0,63	0,57	0,70
CB153	“	1,12	0,98	0,91	0,89	0,81	0,64	0,73	0,95	1,02	0,88	0,79	0,98
CB105	“	0,45	0,32	0,26	0,29	0,25	0,19	0,22	0,30	0,40	0,33	0,28	0,31
CB138	“	0,89	0,76	0,69	0,71	0,65	0,52	0,60	0,77	0,84	0,75	0,63	0,78
CB156	“	0,07	0,06	s0,05	0,06	s0,05	<0,05	0,05	0,06	0,07	s0,05	s0,06	s0,05
CB180	“	0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	0,06	<0,05	<0,05	<0,05
CB209	“	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
∑PCB	“	4.58	3.55	3.06	3.26	2.77	2.36	2.61	3.56	4.19	3.3	2.91	3.64
∑PCB ₇	“	4.06	3.17	2.8	2.91	2.52	2.17	2.34	3.2	3.72	2.97	2.63	3.33
pp'-DDE	“	0,65	0,53	0,51	0,52	0,50	0,37	0,47	0,56	0,68	0,59	0,56	0,54
pp'-DDD	“	0,48	0,43	0,32	0,40	0,40	0,40	0,38	0,89	1,31	0,72	1,20	1,24
pp'-DDT	“	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,41	0,34	0,37	0,48	0,51	0,47	0,42	0,41

s: Analyseresultat er suspekt.

Vedlegg D. Analyser av børstemark

Tabell C. Total tørrstoff, fett, kadmium, kvikksølv og klororganiske komponenter i 5 nullprøver (19.12.96) og en prøve fra hver av de 8 eksperimentenhetene ved slutten av forsøket (02.04.97).

Analyse- variabel	Enhet	Nullpr.	Nullpr.	Nullpr.	Nullpr.	Nullpr.	Oksisk	Oksisk	Oksisk	Oksisk	Anoks.	Anoks.	Anoks.	Anoks.
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4
TTS/%	% av v.v.	19,6	19,8	21,5	19,3	20,4	15,1	15,5	14,7	14,8	14,9	14,5	14,9	15,9
Fett-%	% av TS	0,78	0,75	0,73	0,74	0,60	0,54	0,70	0,57	0,69	0,92	0,71	0,73	0,94
Cd	µg/g v.v.	0,021	0,011	0,011	0,009	0,013	0,011	0,015	0,016	0,020	0,011	0,008	0,009	0,006
Hg	“	0,030	0,021	0,038	0,016	0,025	0,025	0,019	0,018	0,017	0,008	0,007	0,007	0,010
QCB	ng/g v.v.	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,09	<0,05	<0,05	<0,05	0,06
HCB	“	0,06	0,06	0,06	0,06	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,11	0,11	0,14	0,19
HCHA	“	0,13	0,14	0,13	0,14	0,13	0,07	0,08	0,08	0,08	0,07	0,08	0,09	0,10
HCHG	“	0,41	0,54	0,49	0,44	0,66	0,29	0,44	0,41	0,28	0,27	0,32	0,37	0,50
CB28	“	0,33	0,39	0,34	0,34	0,32	0,24	0,30	0,44	0,29	0,60	0,93	0,47	0,51
CB52	“	0,50	0,45	0,48	0,52	0,58	0,59	0,44	0,38	0,40	0,27	0,33	0,22	0,14
OCS	“	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
CB101	“	0,18	0,22	0,24	0,21	0,31	0,56	0,43	0,35	0,49	0,21	0,22	0,15	0,12
CB118	“	1,24	1,36	1,22	1,31	1,21	0,71	0,95	0,99	0,94	0,87	0,54	0,58	0,83
CB153	“	1,75	1,88	1,92	1,85	1,60	2,66	2,46	2,21	2,78	1,41	1,11	1,06	1,33
CB105	“	0,63	0,70	0,67	0,69	0,66	0,53	0,53	0,51	0,55	0,36	0,27	0,25	0,32
CB138	“	1,49	1,55	1,57	1,58	1,34	1,92	1,85	1,65	2,07	1,17	0,87	0,82	1,10
CB156	“	0,09	0,12	0,11	0,13	0,11	0,22	0,22	0,19	0,25	0,14	0,11	0,10	0,12
CB180	“	0,37	0,38	0,41	0,40	0,36	0,79	0,83	0,73	0,96	0,53	0,40	0,38	0,48
CB209	“	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
ΣPCB	“	6,58	7,05	6,96	7,03	6,49	8,22	8,01	7,45	8,73	5,56	4,78	4,03	4,95
ΣPCB ₇	“	5,86	6,23	6,18	6,21	5,72	7,47	7,26	6,75	7,93	5,06	4,4	3,68	4,51
pp'-DDE	“	1,71	1,78	1,68	1,85	1,51	0,74	1,47	1,58	1,30	1,58	0,79	0,94	1,53
pp'-DDD	“	0,98	1,09	1,02	1,02	1,11	2,08	3,19	3,41	3,01	3,20	1,98	2,23	2,86
pp'-DDT	“	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05