

011

# FAGRAPPORT

Betydningen av allokton tilførsel  
fra kantvegetasjonen for bunndyr  
og krepsdyr i innsjøers litoralsone

Et innhegningsforsøk  
i Maridalsvannet i Oslo

Svein-Erik Sloreid  
Bjørn Walseng  
Gunnar Halvorsen



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Betydningen av allokton tilførsel  
fra kantvegetasjonen for bunndyr  
og krepsdyr i innsjøers litoralsone  
Et innhegningsforsøk  
i Maridalsvannet i Oslo

Svein-Erik Sloreid  
Bjørn Walseng  
Gunnar Halvorsen

## NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport

### NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig. Opplag: Normalt 300-500

### NINA Oppdragsmelding

### NIKU Oppdragsmelding

Det er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

### Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern- og turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner. Opplag: Varierer

### Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner). Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15565

Ansvarlig signatur:

*Camilla Helvorse*

Sloreid, S-E., Walseng, B. og Halvorsen, G. Betydningen av alloktion tilførsel fra kantvegetasjonen for bunndyr og krepsdyr i innsjøers litoralsone. Et innhegningsforsøk i Maridalsvannet i Oslo. - NINA Fagrapport 11: 1-30

Oslo, juni 1995

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-0591-2

Forvaltningsområde:

Vern av naturområder

Conservation of areas

Copyright ©:

Stiftelsen NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Lars Erikstad

NINA, Oslo

Design og layout:

Klaus Brinkmann

NINA, Ås

Sats / originaler: NINA

Trykk; Kopisentralen A/S, Fredrikstad

Opplag: 300

Kopierte på miljøpapir!

Kontaktadresse:

NINA

Boks 1037 Blindern

N-0315 Oslo

Tel.: 22 85 46 84

Oppdragsgiver:

Norges Forskningsråd, NINA

## Referat

Sloreid, S.-E., Walseng, B. & Halvorsen, G. 1995. Betydningen av allokton tilførsel fra kantvegetasjonen for bunndyr og krepsdyr i innsjøers litoralsone. Et innhegningsforsøk i Maridalsvannet i Oslo. - NINA Fagrapport 11: 1-30.

Kantvegetasjonenes betydning for bunndyr og krepsdyr i litoralsonen er undersøkt ved et eksperiment med ulike tilsetninger av organisk materiale. Forsøksoppsettet bestod av 8 innhegninger som ble plassert i en beskyttet vik i Maridalsvannet i Oslo. To og to innhegninger ble tilsatt bladfall fra bjørk og or innsamlet på bakken samt tørkede blader fra frisk or. To innhegninger ble brukt til kontroll uten tilsetning av alloktont materiale. Utviklingen i bunndyr- og krepsdyrfaunaen ble fulgt i to måneder. I tillegg ble det tatt prøver utenfor innhegningene. Tilsetning av bladfall av or ga størst økning i bunndyrtettheten, mens bjørk og ny or ikke ga signifikante endringer. Fåbørstemark (*Oligochaeta*) var den eneste bunndyrgruppen som viste signifikante forskjeller i forhold til kontrollen. Krepsdyrene hadde høyest tetthetsøkning i innhegningene tilsatt frisk or. Dette kan forklares ved at or er spesielt næringsrik sammenliknet med bjørk. Fjorårgamle oreblad har en veletablert sopp og mikrofauna som er relativt lett tilgjengelig næring for bunndyrene. Spesielt stor lekasje av næringsstoffer og salter til vannfasen fra frisk or kan være årsak til at krepsdyrene utviklet størst tetthet i disse innhegningene. En variert kantvegetasjon bestående av flere arter anses å være fordelaktig for å sikre jevn næringstilgang over lengre perioder.

Emneord: Innhegningsforsøk, Bunndyr, Krepsdyr, Litoralsonen, Allokton tilførsel

Svein-Erik Sloreid  
Bjørn Walseng  
Gunnar Halvorsen

## Abstract

Sloreid, S.-E., Walseng, B. & Halvorsen, G. 1995. Significance of allochthonous input from boundary vegetation for bottom dwelling animals and crustaceans in the littoral zone of lakes. An enclosure experiment in Lake Maridalsvannet in Oslo. - NINA Fagrapport 11: 1-30.

The report describes an experiment where the significance of the lake shore boundary vegetation for bottom dwelling and crustacean littoral fauna in freshwater was investigated. The experiment was conducted in a shallow, protected bay in Lake Maridalsvannet in Oslo. 8 enclosures were established and samples of leaf litter from alder and birch collected on the ground, as well as fresh leaves from alder, were separately added to the enclosures. Two enclosures for each type of litter were used with two enclosures kept as controls. The development of the benthic and crustacean fauna was followed over a period of two months. In addition, samples were taken from the bay outside the enclosures. Compared to the controls, the enclosures containing "old" alder leaf litter were the only ones that showed significant increase in abundance of bottom dwelling animals, entirely caused by the increase in oligochaete abundance. There was an increase in crustacean abundance in the enclosures containing fresh alder. Alder is, compared to birch, especially rich in nutrients and the "old" alder leaves may already have an established microfauna of decomposing organisms which when added to the enclosures, makes them especially favourable as food for the bottom dwelling animals. Especially high leaching of nutrients from fresh alder gives rise to increased primary production which could explain the increase in crustacean abundances in these enclosures. A varied boundary vegetation is beneficial to the littoral fauna, ensuring energy input to the littoral zone over a longer period of time.

Key words: Enclosure experiments, Benthic animals, Crustaceans, Littoral Zone, Allochthonous input

Svein-Erik Sloreid  
Bjørn Walseng  
Gunnar Halvorsen

## Forord

Prosjektet er en del av Norges forskningsråds Forskningsprogram om kulturlandskapet. Forskningsprogrammet hadde som formål å frambringe og formidle ny kunnskap om miljøkonsekvenser og virkemidler til å løse miljøproblemer ved inngrep i kulturlandskapet. Delprosjektet som her rapporteres, "Betydningen av allokton tilførsel fra kantvegetasjonen for bunndyr og krepsdyr i innsjøers litoralsone. Et innhegningsforsøk i Maridalsvannet i Oslo" (prosjektnummer 2667.23) hadde som målsetning å undersøke hvordan utformingen av litoralsonen og spesielt kantvegetasjonen i jordbrukslandskapet påvirker de ferskvannsbiologiske prosesser og systemer, med hovedvekt på bunndyr og krepsdyr.

Vi er takknemlig overfor Oslo vann- og avløpsverk som ga tillatelse til å utføre undersøkelsen i Maridalsvannet og Limnologisk institutt ved Universitetet i Oslo for lån av båt. Videre vil vi takke Odd Eilertsen, Erik Framstad og Ivar Pors Muniz for verdifulle kommentarer til manuskriptet.

Prosjektet er finansiert av Forskningsprogrammet om kulturlandskap og NINA.

Oslo, mai 1995.

Gunnar Halvorsen  
Prosjektleder

## Innhold

	side
<b>Referat</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>3</b>
<b>Forord</b> .....	<b>4</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>5</b>
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	<b>7</b>
<b>3 Materiale og metoder</b> .....	<b>8</b>
<b>4 Resultater</b> .....	<b>10</b>
4.1 Tilført materiale.....	10
4.2 Bunndyr.....	10
4.2.1 Bunndyrgrupper.....	10
4.2.2 Artssammensetning av fåbørstemark.....	14
4.3 Krepsdyr.....	14
4.3.1 Artssammensetning.....	14
4.3.2 Tettheter.....	16
4.3.3 Sammensetning av krepsdyrsamfunnene i og utenfor innhegningen.....	17
4.3.4 Krepsdyrfaunaen knyttet til påvekstsamfunnet i innhegningene.....	20
<b>5 Diskusjon</b> .....	
5.1 Tilførsel og nedbrytning av organisk materiale.....	22
5.2 Bunndyr.....	23
5.3 Krepsdyr.....	24
<b>6 Konklusjoner</b> .....	<b>26</b>
<b>7 Sammendrag</b> .....	<b>27</b>
<b>8 Summary</b> .....	<b>28</b>
<b>9 Litteratur</b> .....	<b>29</b>
<b>Vedlegg</b>	



# 1 Innledning

Alloktont materiale er en meget viktig energikilde i lotiske miljøer. Fisher & Likens (1973) beregnet at hele 99,8 % av energitilførselen til en bekk hadde sin opprinnelse i alloktont partikulært materiale, mens Nelson & Scott (1962) fant at slik tilførsel kunne utgjøre mer enn 60 % av metabolismen. I et terskelbasert i Eksingedalselva i Ekse bestod ca 75 % av tilført energi av alloktont materiale (Bækken et al. 1979). Hovedkilden til det alloktont materialet er kantvegetasjonen langs vannsystemene, og tilførselen er derfor sterkt sesongbetont. I tillegg til stor tilførsel av materiale om høsten, er snøsmeltingsperioden om våren i våre områder svært viktig. Viktig er også mengden av kantvegetasjon i forhold til vannoverflate. I små bekker og elver utgjør det alloktont materialet derfor en større del av detritustilførselen enn i større vannsystemer (Mathews & Kowalszewski 1969, Fisher & Likens 1973, Larsson & Tangen 1975).

Fra rennende vann er det mange undersøkelser der betydningen av allokton tilførsel for bunndyr er studert (f.eks. Hynes 1963, Minshall 1967). Det er bl.a. vist at bunndyr tettheten i rennende vann er positivt korrelert til dekomposisjonsrate og at planterest-spisere generelt foretrekker løv fra arter som dekomponerer raskt (Hynes et al. 1974, Petersen & Cummins 1974, Hassage & Harrel 1986).

Kunnskap om tilsvarende forhold i innsjøer er mer begrenset. I innsjøer og vann er det vist at bladfall fra kantvegetasjonen gjernes konsentreres i strandkanten eller i de grunne områdene langs land, og at det kan være en viktig kilde til organisk tilførsel i innsjøer (Pieczynska 1993). Det er stor variasjon i betydningen av tilført materiale mellom sjøer og også innen samme sjø og tilført alloktont materiale er viktige ikke bare som næring, men også for den romlige fordelingen av habitater i litoralsonen i en innsjø (Pieczynska 1986). Street & Titmus (1982) påviste eksperimentelt at alloktont materiale hadde stor betydning for å strukturere et gunstig habitat for flere makroinvertebrater. Beregninger av mengde tilført materiale med opprinnelse langs land rundt innsjøen er estimert til mellom 220 - 525 g m<sup>-2</sup> pr år tørrvekt i strandsonen (0-10 m) (Pieczyńska et al. 1984). Szczepanski (1965) fant at mengden tørt løv tilført utgjorde 500 g årlig pr meter med beveget strandlinje. På grunnlag av egne studier og beregninger fant Gasith & Hasler (1976) at maksimum årlig tilførsel av lufttilført materiale for de fleste lacustrine systemer i den tempererte sone er omkring 500 g C pr meter strandlinje. Det var en sterk reduksjon i tilført materiale utover vannflaten, og lengre ut enn 15 meter fra land ble det ikke "fanget" lufttilført materiale. Deres studie viste videre at allokton tilførsel var av liten betydning i eutrofe innsjøer, mens det kan være en vesentlig kilde til organisk karbon (>10 %) i oligotrofe innsjøer eller små eutrofe vann med godt utviklet kantvegetasjon. Betydningen av alloktont materiale ser ut til å være størst i innsjøer med lite utviklet vannvegetasjon i litoralsonen. Tilførselen varierer mye gjennom året og akkumuleres i hovedsak om høsten. I polske innsjøer er det vist at ca 70 % akkumuleres i september-november (Pieczynska 1986).

Sedimentet er det viktigste lagringssted for nitrogen og fosfor (Pieczynska 1993). I en studie ble det påvist at fra 80 % til over

90 % ble funnet i sedimentet, mens mellom 5 og 20 % ble funnet i makrofytter og periphyton. Dette forhold kan imidlertid variere sterkt fra sjø til sjø og mellom forskjellige soner i samme innsjø. Det er også stor variasjon gjennom året. Like fullt er det grunn til å tro at sedimentene er viktig for lagring av næringssalter og at bunndyrene derfor er viktige omsettere i slike systemer.

I forbindelse med studier av kantvegetasjonens effekt på bunndyr- og krepsdyrfauna i innsjøer, ble det i 1992 foretatt en forundersøkelse i litoralsonen til Årungen, Mjær og Maridalsvannet. I tillegg ble det foretatt befaringer til flere andre vann på Østlandet. Hensiktet med dette var å finne et område som kunne egne seg til slike studier under naturlige forhold. Resultatene fra forundersøkelsene (upubl.) og befaringene viste imidlertid at undersøkelser av kantvegetasjonens betydning for litoralfaunaen var vanskelig å gjennomføre i felt. For å unngå innblanding fra andre typer kantvegetasjon enn den som det ved hver enkelt lokalitet var ønskelig å undersøke, var det nødvendig å finne lange, sammenhengende soner med ensartet kantvegetasjon. Dette var imidlertid vanskelig, da sonene med forskjellige typer kantvegetasjon var for små til at uønskede innblandingseffekter kunne utelukkes. I tillegg vil faktorer som bunnsedimentets fysiske og kjemiske sammensetning, forskjellige typer av vannvegetasjon osv ha stor betydning for forekomsten av bunndyr og krepsdyr. Ved variasjoner i én eller flere av disse faktorene, vil tolkninger av årsakssammenhenger være problematisk. Av denne grunn kan kantvegetasjonens eventuelle betydning som bestemmende faktor for faunasammensetningen skjules i variasjonene i de øvrige miljøvariablene.

Med bakgrunn i slike forhold ble undersøkelsen lagt opp som et felteksperiment med utplassering av innhegninger i strandsonen. Bunndyr- og krepsdyrfaunaen ble undersøkt etter tilsetting av forskjellige typer løv til innhegningene.

To forhold var avgjørende for at eksperimentet ble utført i Maridalsvannet. Mens Mjær og Årungen har mesotrof til eutrof karakter er Maridalsvannet mer oligotroft. Undersøkelser har vist at betydningen av tilført materiale som energikilde er større i oligotrofe enn i eutrofe innsjøer (Gasith & Hasler 1976).

For å redusere effekten av andre miljøvariabler mest mulig, var vi avhengig av å finne et område med tilnærmet homogent bunnssubstrat. Et homogent bunnssubstrat vil sannsynligvis være det beste utgangspunktet for å sikre en mest mulig lik fauna i innhegningene ved oppstart av eksperimentet. I Maridalsvannet ble et område med jevn, ensartet sandbunn valgt til eksperimentet.

Innhegningsforsøk for studier av økologiske problemstillinger i akvatisk miljø er kjent tilbake til 50-tallet (Thomas 1958, Stepanek & Zelinka 1961, Goldman 1962) og har i de seinere år blitt vanlig å bruke til studier av økologiske prosesser, eutrofieringsproblematikk (Brabrand et al. 1987, Faafeng et al. 1990), tungmetallbelastning (Shartau 1994) og til testing av teoretiske modeller (Lundgren 1985, Mcqueen et al. 1986).

To hovedtyper av innhegninger har vært brukt. Lukkede innheg-

ninger uten kontakt med bunnsedimentet, har vært brukt til limniske studier. Til studier av økologiske prosesser som inkluderer bunnlevende organismer og eventuelle bunnlevende stadier av limniske former, er det brukt innhegninger som har kontakt med bunnsedimentet. Størrelsen på innhegninger kan variere fra volum på i størrelsesorden 18000 m<sup>3</sup> (45x7m) (Smyly 1976) og til poser på noen få m<sup>3</sup>.

NIVA har gjort flere undersøkelser i Maridalsvannet (NIVA 1961,

1984) hvorav den siste er den mest omfattende på krepsdyr. Også LFI har foretatt undersøkelser i vannet (Brabrand & Saltveit 1983).

Hovedmålsetningen med våre eksperimenter i Maridalsvannet var å starte en innledende studie over kantvegetasjonens betydning som energikilde for litorale krepsdyr og bunndyr, og å undersøke om forskjellige typer av løv påvirket sammensetningen i krepsdyr og bunndyrfaunaen.

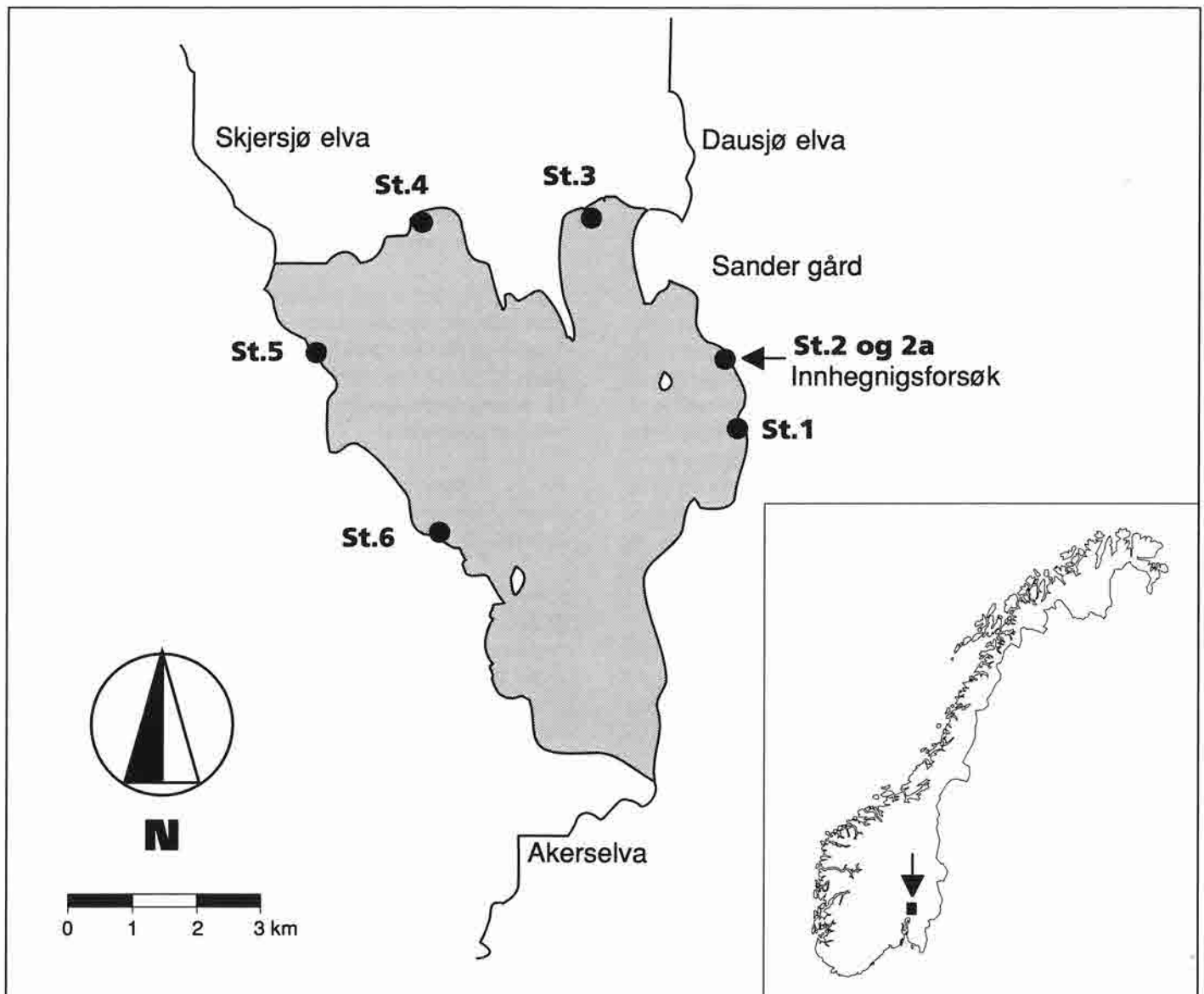
## 2 Områdebeskrivelse

Maridalsvannet ligger 149 m o.h. i Oslo kommune (**figur 1**). Overflatearealet er 3,7 km<sup>2</sup>, med et største dyp på 45 m og et gjennomsnittsdyp på 18 m. Nedbørfeltet er på 252 km<sup>2</sup> og drenerer større barskogsområder i Nordmarka. Vannets teoretiske oppholdstid er 0,3 år. Innsjøen er oligotrof og svakt humøs (Løvstad & Wold 1993). Maridalsvannet er omgitt av blandingsskog og dyrket mark, spesielt i nordlige og vestlige områder. Tilløpselvene Skjærjelva og Dausjøelva renner inn i Maridalsvannet i henholdsvis nordvest og nordøst, mens de mindre tilløpene Grytbekken og Skjervenbekken drenerer østlige og vestlige barskogområder samt noe dyrket mark.

Inntaksvannet til vannverket på Oset har i perioden 1976 - 1993 i gjennomsnitt hatt en pH på mellom 6,2 - 6,6, totalt nitrogen

mellom 0,33 - 0,47 mg N/l og totalt fosfor mellom 0,003 - 0,007 mg P/l. Spesielt totalt nitrogen har vist en økende tendens de siste årene (OVA 1994).

Stasjon 2, der innhegningsforsøkene ble utført, er lokalisert i den nordøstlige delen av Maridalsvannet nedenfor Sander gård (UTM 32V NM 999 518) (**figur 1**). Stasjonen ligger på en grunn strand, noe eksponert fra sørvest. Bunnsediment består av relativt fin sand og med spredt forekomst av brasmegras (*Isoetes* sp.). På spesielt beskyttede steder nær land var det stor ansamling av alloktont materiale (St. 2a). Det alloktont materialet bestod vesentlig av løv fra or, bjørk og selje som var de dominerende treslag i kantvegetasjonen i strandsonen. Bak beltet av kantvegetasjon var terrenget svakt skrånende med delvis dyrket mark. Beltet med vegetasjon langs land var minimum 10 m bredt mot den dyrkede marka. Skogen er karakterisert som vanlig og varmekjær hagemarkskog.



**Figur 1**

Kart over Maridalsvannet med plasseringen av innsamlingsstasjonene og lokaliseringen av innhegningene. Se "Vedlegg 4" for symboler. Map of Lake Maridalsvannet with sampling stations and the location of the enclosures. See "Vedlegg 4" for symbols.



### 3 Materiale og metoder

Det er innsamlet til sammen 156 kvantitative og 9 kvalitative krepsdyrprøver fra i alt fem besøk, ett i 1992 og fire i 1993. Under forundersøkelsen 19. oktober 1992 ble det innsamlet 36 kvantitative prøver fordelt på seks stasjoner på grunt vann rundt hele vannet. Det ble tatt to paralleller fra henholdsvis 0,6 m, 1 m og fra 1,5 - 2 m dyp. På de samme stasjonene ble det også tatt bunndyrprøver fra de samme dydene. Ved det første besøket i 1993 (19. mai) ble antall stasjoner redusert til tre, st. 2, st. 3 og st. 5. Det ble tatt 10 krepsdyrprøver ved st. 2 og seks prøver ved de to andre stasjonene. Seinere er all prøvetakingsvirksomhet lagt til st. 2 der eksperimentet med innhegningene ble gjennomført.

Til eksperimentet ble det satt ut åtte sylindere av klar PVC plast med diameter 1,0 m og høyde 1,6 m. Sylinderne dekket et areal på 0,785 m<sup>2</sup> og hadde et volum på ca. 1,18 m<sup>3</sup>. For å sikre en viss utveksling med vannet omkring, ble det laget to rektangulære "vinduer" (70 cm x 40 cm) i sylinderene som ble dekket med planktonduk med maskevidde 125 µm.

I løpet av eksperimentperioden i 1993 ble materialet innsamlet fire ganger på følgende datoer: 19/5, 26/7, 27/8 og 30/9. Ved hver innsamlingsrunde ble det tatt 10 parallelle bunndyrprøver og 10 parallelle krepsdyrprøver tilfeldig fordelt på stasjonen fra ca 1,5 m dyp der innhegningene var plassert (st. 2, S i ordinasjonsplottene), og 5 parallelle bunndyrprøver fra et område med naturlig stor ansamling av alloktont materiale på ca 1,0 m dyp (st. 2a, A i ordinasjonsplottene). Den 26/7 ble de 8 innhegningene satt ut og det alloktone materialet tilsatt. To og to innhegninger fikk etter loddtrekning tilsatt det samme materialet, 450 g tørrvekt or (O), 500 g tørrvekt bjørk (B) og 450 g tørrvekt ny or (N). To innhegninger ble brukt som kontroll uten tilsetning av materiale (K). Den 27/8 og 30/9 ble det i hver av innhegningene tatt 3 parallelle bunndyrprøver og 2 parallelle krepsdyrprøver i tillegg til prøvene fra st. 2 (S) og 2a (A). Bladene av or og bjørk ble samlet inn tidlig om våren 1993 og oppbevart tørt til eksperimentene startet. Ny or er løv som ble plukket fra trærne og tørket like før eksperimentet startet. Alle bladtypene ble før tilsetning i innhegningene finfordelt med en kompostkvern.

De forskjellige løvtypene ble analysert for uorganisk og organisk innhold ved gløding ved 520 °C i 2 timer etter tørking ved 110°C i fem timer. Fra hver løvtype ble det tatt fire parallelle analyser.

Til innsamling av bunndyrene ble det brukt en rørhenter montert på stang med innvendig diameter på 7 cm (A=38,5 cm<sup>2</sup>). Prøvene ble vasket i sil med maskevidde 250 µm og konservert i 70 % alkohol. I laboratoriet ble prøvene sortert under binokularlupen til grupper. Fåbørstemarkene ble siden artsbestemt etter Brinkhurst (1971) og Brinkhurst & Jamieson (1971) og preparert for mikroskopering etter en metodikk beskrevet nærmere i Brinkhurst (1971).

De kvalitative krepsdyrprøvene ble innsamlet med hov, mens det til de kvantitative prøvene ble brukt en Schindlerhenter med volum 14 l, begge med planktonduk med maskevidde 90 µm.

Cladocerene ble bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens copepodene ble bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978).

For å sammenligne krepsdyrsamfunnene i de enkelte innhegningene er samfunnsindeksen (CC) beregnet etter følgende formel (Jaccard 1932)

$$CC = 100c / (a+b-c)$$

hvor a og b er antall arter i hvert av samfunnene, mens c er antall arter felles for begge. CC gir et mål for likhet mellom samfunnene med hensyn til artssammensetningen. I lokaliteter med samme artssammensetning vil CC være lik 100.

Prosentvis likhet mellom samfunn (PSc) er beregnet etter formelen

$$PSc = \sum_{i=1}^s \min(a_i, b_i)$$

a<sub>i</sub> og b<sub>i</sub> betyr her den prosentvise andel av i-te art i henholdsvis samfunn A og B, s er det totale antall arter for begge samfunn. min(a<sub>i</sub>, b<sub>i</sub>) betyr det minste tallet a<sub>i</sub> og b<sub>i</sub> (Whittaker & Fairbanks 1958). PSc gir et mål på likhet mellom lokaliteter med hensyn til artenes dominans i de enkelte lokaliteter. I lokaliteter med samme artssammensetning og samme fordeling mellom de enkelte artene vil PSc være lik 100.

Både CC og PSc har sine svakheter. Ved beregning av CC vil alle arter telle likt uansett om de er vanlige eller sjeldne. Sjeldne arter vil derfor i stor grad bestemme forskjellen mellom samfunnene. PSc blir derimot først og fremst bestemt av de dominerende artene, mens sparsomt forekommende arter i liten grad influerer på verdiene.

For en nærmere beskrivelse av de statistiske metodene som er benyttet henvises det til generelle lærebøker i statistikk, f.eks. Zar (1984).

Forsøksoppsettet er i utgangspunktet lagt opp som et faktorielt forsøk med replikasjoner. Imidlertid var vi interessert i å se responser av behandlingene hos en rekke ulike dyregrupper / arter. Slike komplekse, multivariate datasett lar seg vanskelig analysere med klassiske statistiske metoder som f.eks. variansanalyse, bl.a. pga. strenge forutsetninger som normalitet. Vi har derfor valgt en mer deskriptiv analyse ved bruk av ordinasjon, der de ulike behandlingene betraktes som posisjoner i ulike, komplekse økologiske gradienter. Artenes respons på behandlingene kan så visualiseres / beskrives i forhold til slike potensielle gradienter ved hjelp av ordinasjonsanalyser.

Dataene er ordinert ved hjelp av DCA (detrended correspondence analysis) med dataprogrammet CANOCO, versjon 2.1 (Jongman et al. 1987, ter Braak 1987). Ordinasjonen ble utført med opsjonen for segment-detrending og ikkelineær reskalering. Skalaen på aksene blir da uttrykt som gjennomsnittlig standard avvik (SD-enheter) for artenes mengdefordeling (tetthetsdata). I løpet av 4 SD-enheter regner en med at en art vil kom-

me inn, nå sitt optimum og forsvinne forutsatt at den har en tilnærmet normalfordelt respons til den gitte parameter som aksene uttrykker. Dataene ble ikke transformert og det ble ikke utført nedveiing av sjeldne arter. Resultatet av ordinasjonen er gitt i diagrammer med stasjonsplott og grupper / artsplott for

akse 1 (horisontalt) og akse 2 (vertikalt). Akse 1 representerer den viktigste underliggende variabel som er avgjørende for gruppenes / artenes fordeling, mens akse 2 representerer den nest viktigste variabelen osv. På grunnlag av denne fordelingen er stasjonene plottet i diagrammet.

**Tabell 1** Tilsatt mengde og prosent glødetap av de tre typene av løvtilsetning.  
Amount added and percent loss of ignition of the three leaf litter types.

Løvtype	Mengde tilsatt (g)	Glødetap (%)	St. dev. (%)
Bjørk (Birch)	500	94,32	1,20
Ny or (Fresh alder)	450	93,62	0,63
Or (Alder)	450	94,02	0,78

## 4 Resultater

### 4.1 Tilført materiale

Resultatene fra glødingen av de forskjellige løvtypene er vist i **tabell 1**. Prosent uorganisk materiale var høyest i ny or og lavest i bjørk. Det var imidlertid ikke signifikante forskjeller mellom løvtypenes gjennomsnittsverdier.

### 4.2 Bunndyr

#### 4.2.1 Bunndyrgrupper

Tettheten av bunndyr i bukta (st. 2), i området med alloktont materiale (st. 2a) og i de forskjellige innhegningene er vist i **figur 2** og **vedlegg 1**. I bukta er det en tendens til økning i tetthet fra mai og juli til august og september, men det er ikke signifikante forskjeller mellom de enkelte innsamlingsdatoene (Kruskal-Wallis,  $H = 6,79$ ,  $p > 0,05$ ). I det alloktone området var tetthet i juli spesielt stor (ca 35 000 ind.  $m^{-2}$ ), mens den de øvrige datoer varierer mellom ca 12 000 og 18 000 ind.  $m^{-2}$ . Den høye tettheten i juli gjør at det er signifikante forskjeller mellom prøvene i juli og de øvrige datoene fra det alloktone området (Kruskal-Wallis,  $H = 11,56$ ,  $p < 0,01$ ). Bortsett fra den 26/7 er tettheten gjennomgående høyere i bukta enn den er ved st. 2a, men forskjellene er ikke signifikante (Mann-Whitney,  $z = -0,40$ ,  $p > 0,05$ ).

Innsamlingen i bukta den 26/7, da innhegningene ble etablert og materiale tilsatt, er representativ for situasjonen slik den var i innhegningene da forsøket startet. En sammenlikning av tettheten i bukta denne datoen med tetthetene i innhegningene måneden etter (27/8) vil derfor være representativ for den utvikling som eventuelt har skjedd i innhegningene. En sammenlikning av disse data ved Mann-Whitney U test viser imidlertid at det etter en måned ikke er signifikante forskjeller i tetthetene i innhegningene sammenliknet med tetthetene ved St. 2 måneden før. De markerte reduksjonene i tettheter i behandlingene med bjørk og ny or og de mindre endringene i forhold til kontrollen og behandlingene med or den 27/8 er altså ikke signifikant forskjellige fra forholdene ved St. 2 den 26/7.

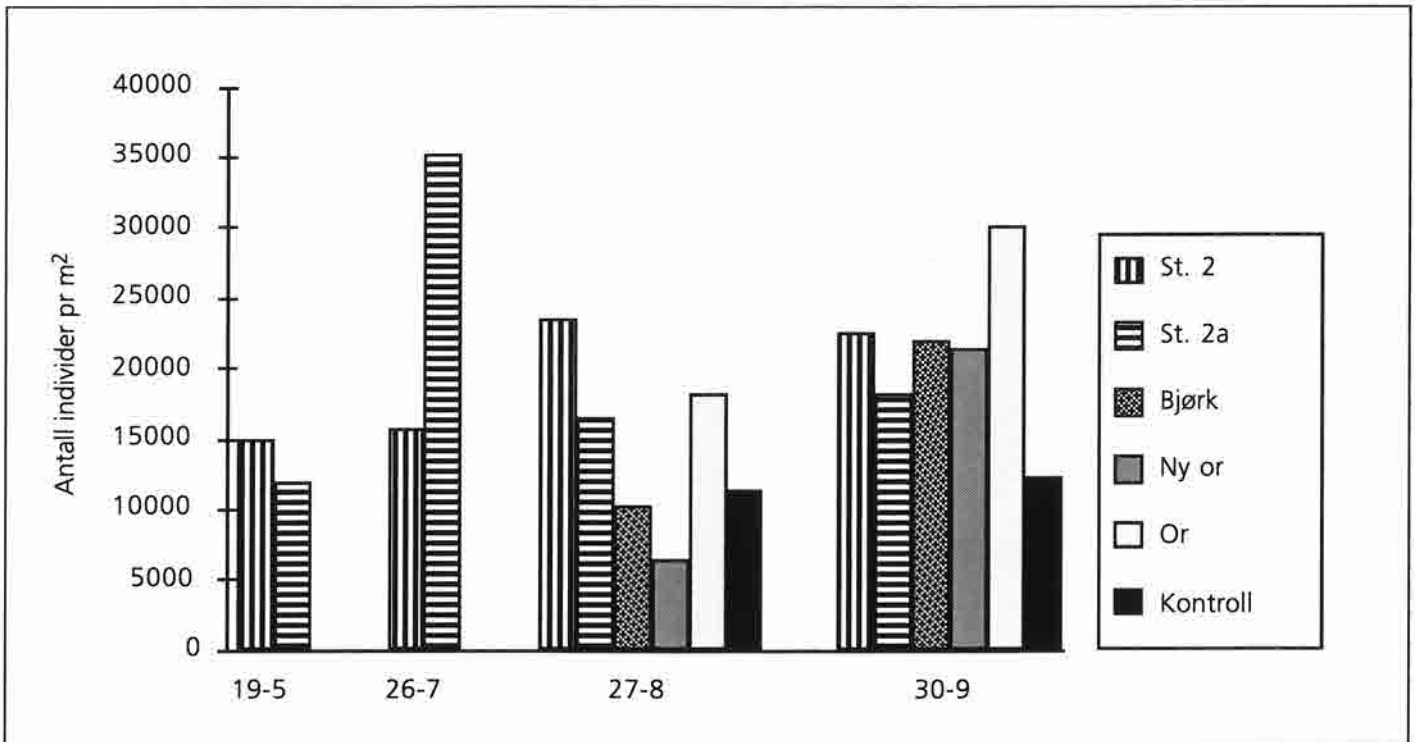
I kontrollinnhegningene og de to stasjonene utenfor er det små

endringer i tettheten fra 27/8 til 30/9, mens det ved de tre løvtilsetningene skjer en viss økning (**figur 2**). Økningen i tetthet var relativt sett størst i behandlingen med ny or. Sammenlikningen av tetthetsdataene fra bukta (St. 2), det alloktone området (St. 2a) og de fire behandlingene viser at det er signifikante forskjeller i august (Kruskal-Wallis,  $H = 16,49$ ,  $p < 0,01$ ). Denne forskjellen skyldtes i sin helhet sammenlikningen mellom St. 2 og behandlingen med ny or (Tukey - test), dvs. den høyeste og laveste bunndyrtettheten. Tilsvarende sammenlikninger av totaltetthetene den 30/9 ga ikke signifikante forskjeller.

For å se om det var forskjeller mellom de tre typene av tilsetning og kontrollinnhegningene ble disse analysert for seg uten dataene fra bukta og det alloktone området. Analysen ble utført på de totale tetthetsdataene fra 27/8 og 30/9. Dette viste at det bare var i september at forskjellene behandlingene i mellom var signifikante (Kruskal-Wallis,  $H = 7,88$ ,  $p < 0,05$ ). Denne forskjellen kan i sin helhet tilskrives forskjellen mellom kontrollen og behandlingen med or (Tukey - test).

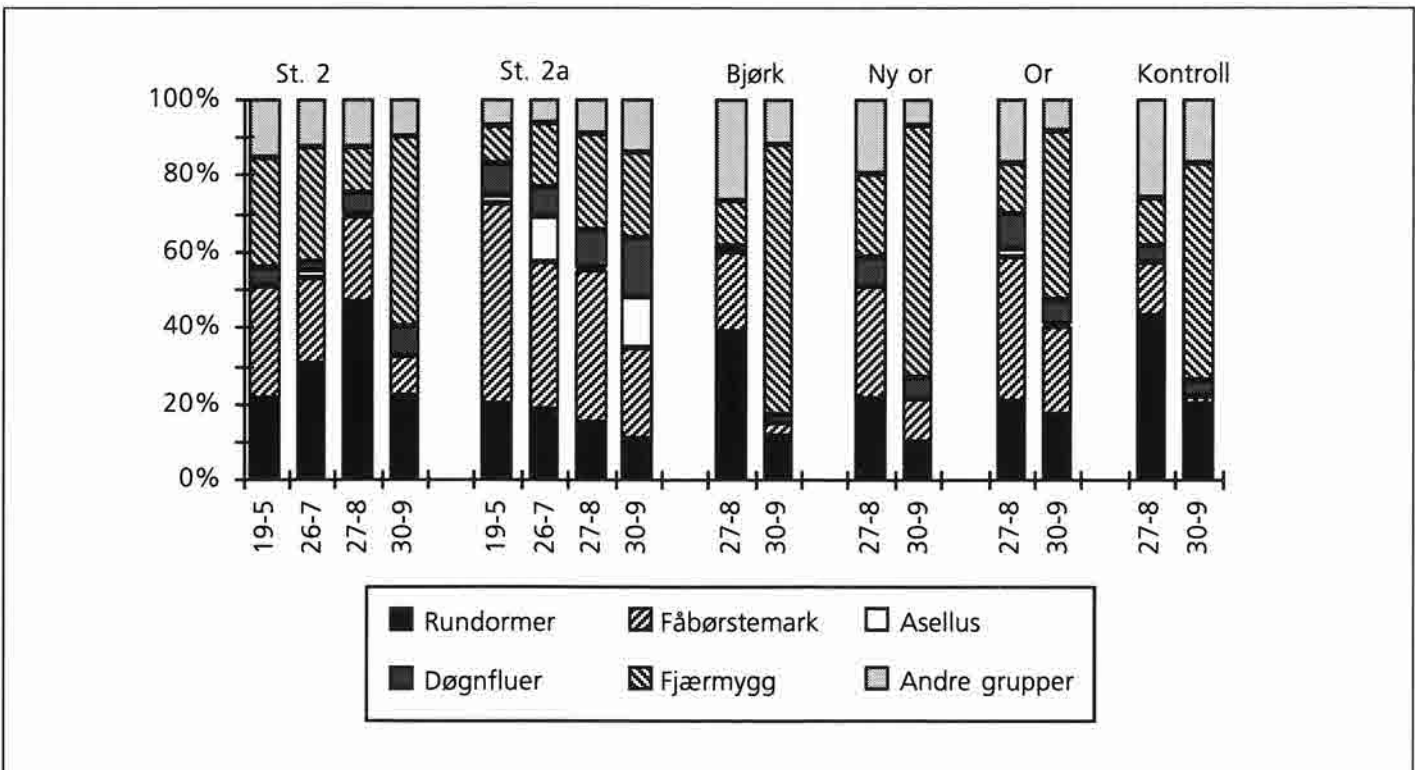
Selv om det er lite markerte forskjeller i de totale bunndyrtetthetene, kan de enkelte dyregrupper likevel reagere forskjellig på behandlingene. Utviklingen i tetthet for de enkelte bunndyrgruppene og den prosentvise fordelingen er vist i henholdsvis **figur 2** og **figur 3**. Ved alle behandlingene og ved st. 2 er det en nedgang i den prosentvise andelen av nematoder, oligochaeter og bivalver fra august til september, mens det i det samme tidsrommet er en økning i andelen av chironomider. For denne gruppen er det også en markert økning i tetthet, mens endringene hos de øvrige gruppene er mindre markerte. På st. 2a er nedgangen i andelen av oligochaeter og nematoder markert, mens endringene i andelen av chironomider er liten. Her er *Asellus aquaticus* vanligere enn ved de øvrige stasjonene. Spesielt i juli er totaltettheten på st. 2a høy, og dette skyldes vesentlig gruppene Nematoda og Oligochaeta og *A. aquaticus*. Ved st. 2 er det særlig nematodene som øker sine andeler i mai, juli og august, mens det i september er en nedgang i deres andel. I likhet med forholdene i innhegningene er det chironomidene som øker i andel og tetthet denne måneden, mens nematodenes tetthet avtar.

**Figur 4a, b, c, d** viser resultatet av DCA-ordinasjonen basert på tettheten av bunndyrgrupper på de forskjellige stasjonene for henholdsvis august og september. De lave egenverdiene for august (0,23, 0,08, 0,05 og 0,02; total inertia 0,52. Gradientlengde 1. akse 1,62 SD, 2. akse 1,29 SD) og september (0,22,



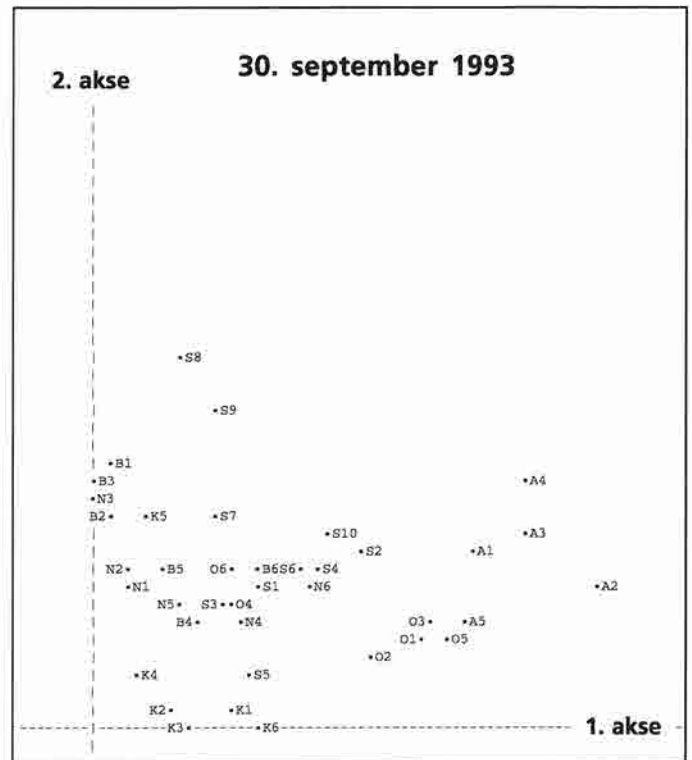
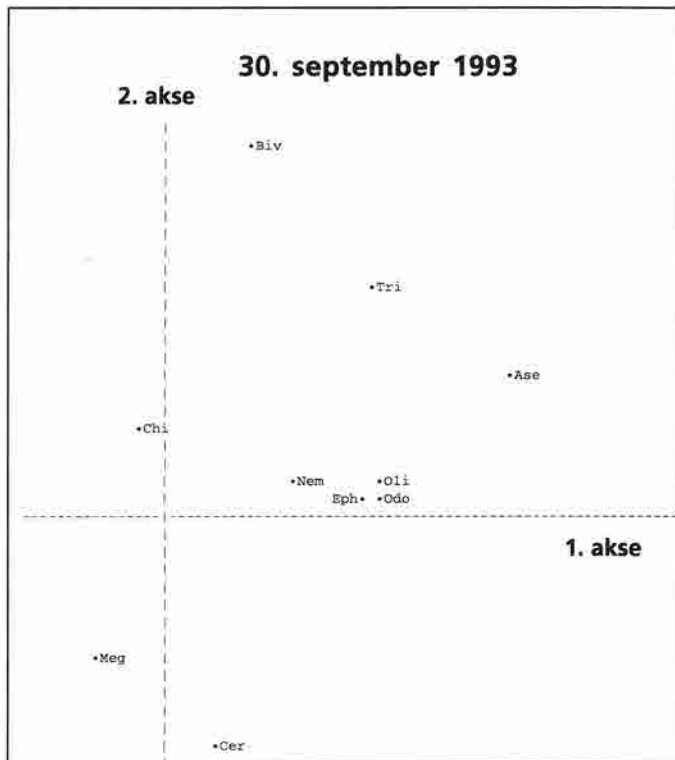
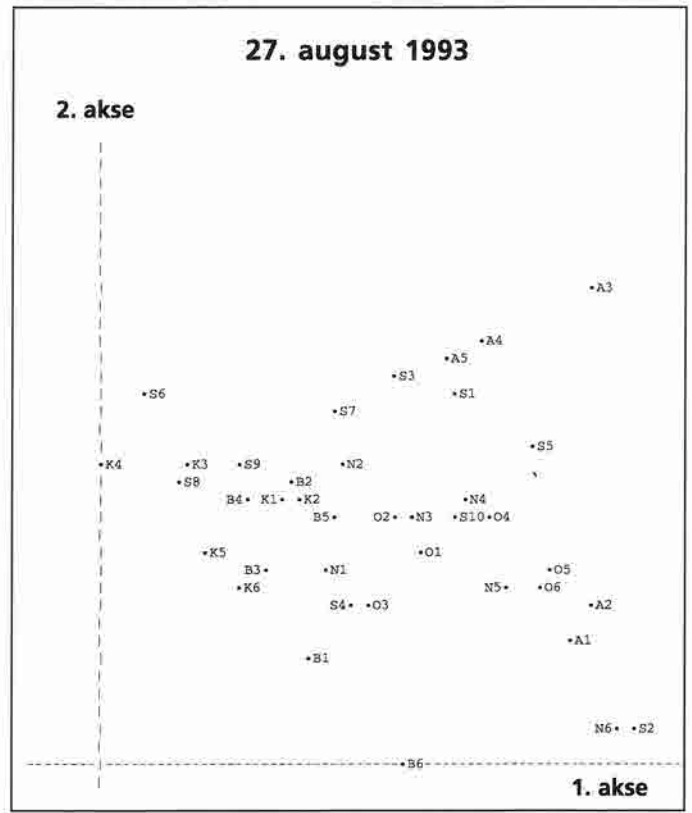
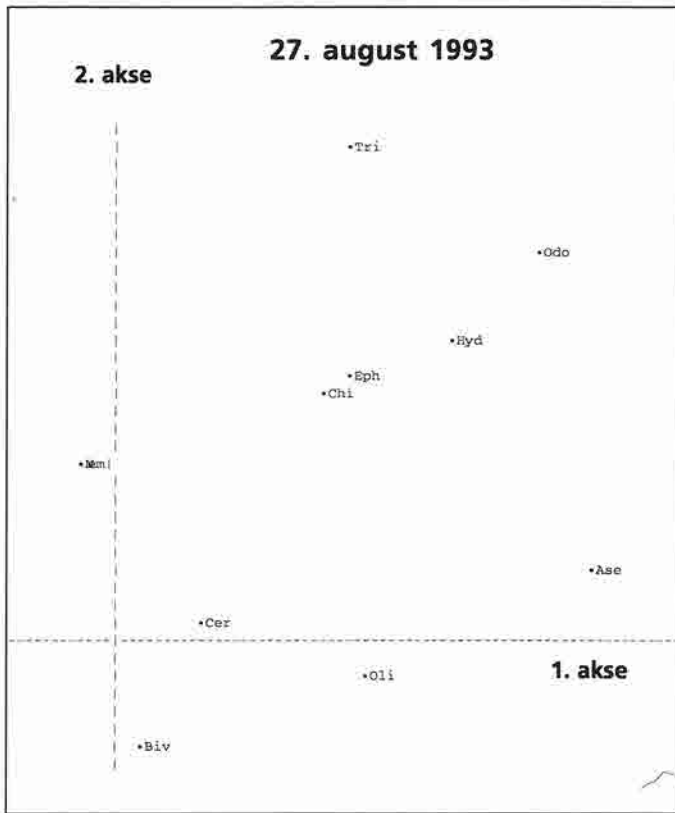
**Figur 2**

Total bunndyr tetthet (ind. m<sup>-2</sup>) i innhegningene og ved de to stasjonene utenfor innhegningene ved de fire innsamlingsdatoene i 1993. Total density of benthic animals (ind. m<sup>-2</sup>) in the enclosures and at the two stations outside the enclosures at the four sampling dates in 1993. See "Vedlegg 4" for symbols.



**Figur 3**

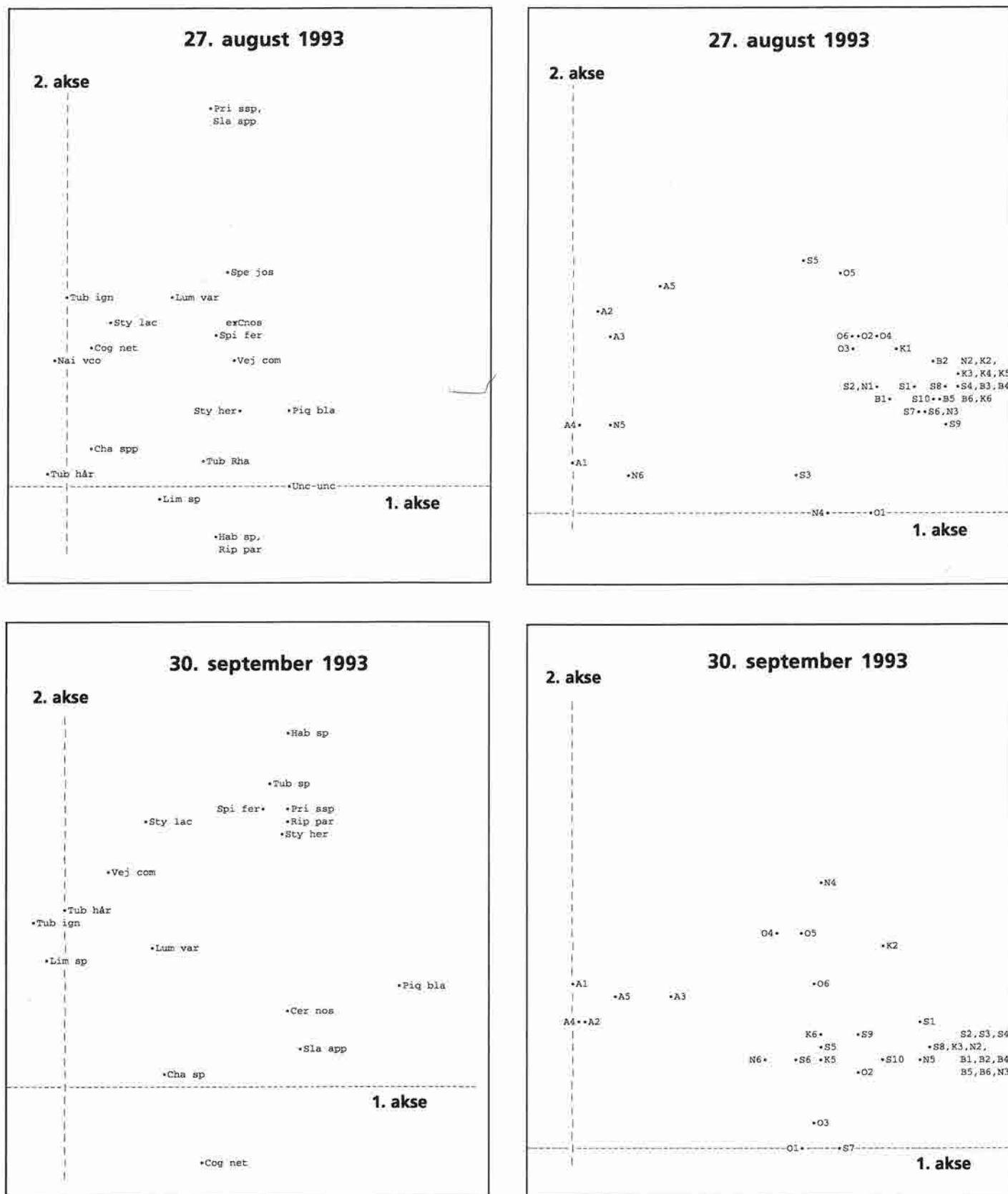
Prosentvis fordeling av de forskjellige bunndyrgrupper i innhegningene og ved de to stasjonene utenfor innhegningene ved de fire innsamlingsdatoene i 1993. Percent of benthic animal groups in the enclosures and at the two stations outside the enclosures at the four sampling dates in 1993. See "Vedlegg 4" for symbols.



**Figur 4**

Ordinasjonsplott av **a)** bunndyrgruppene i august og **b)** prøver i august og **c)** bunndyrgruppene i september og **d)** prøver i september. Se "Vedlegg 4" for symboler.

Ordination plots of **a)** benthic animal groups in August and **b)** samples in August and **c)** benthic animal groups in September and **d)** samples in September. See "Vedlegg 4" for symbols.



**Figur 5**

Ordinasjonsplott av **a)** arter av fåbørstemark i august og **b)** stasjonene i august og **c)** arter av fåbørstemark i september og **d)** stasjonene i september. Se "Vedlegg 4" for symboler.

Ordination plots of **a)** species of Oligochaeta in August and **b)** samples in August and **c)** species of Oligochaeta in September and **d)** samples in September. See "Vedlegg 4" for symbols.



0,05, 0,03 og 0,02; total inertia 0,52. Gradientlengde 1. akse 1,65 SD, 2. akse 1,02 SD) viser at gradientene for de fire første aksene er korte.

I august er det en svak tendens til at ytterpunktene på 1. aksene på den ene siden utgjøres av st. 2a (A) og behandlingene med or (O). Prøvene fra behandlingene med ny or (N) er også forskjøvet noe i samme retning, men med større spredning i forhold til 1. aksene. Ved den andre enden av 1. aksene er det en konsentrasjon av prøvene fra kontrollen (K) og behandlingen med bjørk (B). Prøvene fra st. 2 (S) er spredt langs hele aksene. Denne fordelingen er vesentlig bestemt av forekomst og tetthet av *Asellus aquaticus* og gruppene Odonata og Hydracarina på den ene siden og Nematoda og Bivalvia på den andre. Gradientlengden langs 2. aksene skyldes vesentlig gruppene Tricoptera på den ene siden og Bivalvia og Oligochaeta på den andre. De øvrige gruppene er konsentrert mer i sentrum av diagrammet. Dette skyldes at disse gruppene er vanlige og forekommer med relativt like tettheter i de fleste prøvene, men den korte gradienten viser at heller ikke gruppene i ytterpunktene har diskontinuerlig fordeling. En sammenlikning av tetthetene til de enkelte dyregrupper i kontrollen og de forskjellige behandlingene i august, viser at kun den høyere tettheten av oligochaeter i behandlingen med or var signifikant forskjellig fra kontrollen ( $Q=2,65$ ,  $p<0,05$ . Kruskal-Wallis og modifisert Dunnett's test der rank summene benyttes).

I likhet med august, viser ordinasjonsplottet for september at prøvene fra st. 2a (A) og de fleste prøvene fra behandlingene med or (O) ligger på den ene ytterkanten av 1. aksene. Prøvene fra behandlingen med ny or (N) er mer forskjøvet mot venstre sammen med prøvene fra bjørk (B) og kontrollen (K). Prøvene fra stasjon 2 (S) er nå mer konsentrert i forhold til i august. Variasjonen langs 1. aksene utgjøres av *Asellus aquaticus* på den ene siden og Megaloptera og Chironomidae på den andre. Langs 2. aksene er det gruppene Ceratopogonidae og Bivalvia som særlig bidrar til gradienten. I likhet med august var det også i september kun tettheten av oligochaeter i or som var signifikant forskjellig fra tettheten i kontrollen ( $Q=3,55$ ,  $p<0,05$ . Kruskal-Wallis og modifisert Dunnett's test der rank summene benyttes). Ephemeroptera var spesielt tallrike i det alloktone området, mens de i bukta forøvrig hadde en noe lavere forekomst. I innhegningene var gruppen spesielt vanlig i behandlingene med or og i ny or i september. Gruppen var imidlertid tilstede i de fleste prøvene og den plasserer seg derfor mot midten i ordinasjonsdiagrammene.

I en ordinasjon der august og september ble slått sammen (ikke vist i figur) var tiden for prøvetaking den avgjørende faktor for grupperingen av prøvene med august og september i hver sin ende av 1. aksene (egenverdi 0,27; total inertia 0,73).

#### 4.2.2 Artssammensetning av fåbørstemark

Fåbørstemarkenes artssammensetning er vist i **vedlegg 2**. Totalt er det påvist 26 taxa fåbørstemark. Enchytraeideene er ikke artsbestemt men de er på grunnlag av habitus ført til to slektsgrupper, *Cernosvitoviella* og *Cognettia*. Naidider fra slekta *Chaetogaster* er ikke artsbestemt, men det dreier seg alt vesentlig om

arten *C. diaphanus*. Mange arter fra familien Tubificidae lar seg kun med sikkerhet artsbestemmes når de er kjønnsmodne. Av den grunn er følgende benevelser brukt i tabellene og teksten. Tubificider med hårseta er ikke kjønnsmodne tubificider med hårseta (Tub hår), sannsynligvis arten *Tubifex tubifex*. Individene fra slekten *Limnodrilus* (Lim sp.) består av modne og umodne *L. hoffmeisteri*. I tillegg ble det funnet to tubificider med hårseta som skilte seg fra de andre på børstene, en art fra slekten *Haber* (Hab sp.) og en fra slekten *Tubifex* (Tub sp.).

DCA - ordinasjonen for alle prøvene i august og september er vist i **figur 5a, b, c, d**. Egenverdiene for ordinasjonene for de fire aksene var for august 0,78, 0,34, 0,11, 0,08 (total inertia 3,05; gradientlengde 1. akse 3,55 SD, 2. akse 2,05 SD) og for september 0,78, 0,23, 0,11, 0,06 (total inertia 2,91; gradientlengde 1. akse 3,53 SD, 2. akse 2,13 SD). St. 2a (A) danner begge datoer en distinkt gruppe til venstre på 1. aksene, mens prøvene fra behandlingen med bjørk (B) er konsentrert i den motsatte enden. Prøvene fra kontrollinnhegningene (K) er også, spesielt i august, konsentrert i høyre del av diagrammet. Behandlingene med or (O) er mer lokalisert i midten av diagrammet, men med liten spredning i forhold til 1. aksene. Prøvene fra st. 2 (S) og spesielt prøvene fra behandlingen med ny or (N) har en større spredning i diagrammene.

I artsplottene ligger *P. blanci* til høyre på 1. aksene. Denne arten dominerte i prøvene fra behandlingen med bjørk (B) og i kontrollen (K), som begge var meget artsfattige. Dette er årsaken til stasjonenes lokalisering i ytterkanten av 1. aksene. På den andre enden av 1. aksene er særlig tubificidene *T. ignotus*, tubificider med hår og spesielt i september, *Limnodrilus* sp. lokalisert, mens *Nais variabilis/communis* var tilstede i august. Disse artene var spesielt tallrike på st. 2a, som også hadde større artsrikdom. I sentrum av diagrammet ligger arter som var vanlige ved flere typer av behandling. Prøvene som plasserte seg i sentrum av diagrammet hadde innslag av slike arter og også av arter som var mer i ytterkantene på 1. aksene. *Stylodrilus heringianus* var fåtallig ved de fleste stasjonene, og den var helt fraværende ved st. 2a bortsett fra i september da enkeltindivider ble funnet. Arten var mest tallrik i innhegningene der det var tilsatt or.

## 4.3 Krepssdyr

### 4.3.1 Artssammensetning

Tilsammen 45 arter krepssdyr, 32 arter vannlopper og 13 arter hoppekrepss, er påvist i Maridalsvannet (**tabell 2, vedlegg 3**).

De planktoniske artene *Ceriodaphnia pulchella*, *C. quadrangula* og *B. longirostris* ble kun påvist i 1993 mens de øvrige artene også ble funnet i 1992. Blant de litorale formene var det 10 arter, syv vannlopper og tre hoppekrepss, som kun ble funnet i 1993. Dette har delvis sammenheng med at det ble tatt prøver ved flere stasjoner dette året.

*Bosmina longispina* var den vanligste vannloppen etterfulgt av *Holopedium gibberum*. Det ble kun funnet ett individ av *Daphnia longispina* i september. Andelen vannlopper var størst når tetthe-

**Tabell 2** Krepssdyrarter på de ulike innsamlingsstasjonene og for ulike behandlinger i Maridalsvannet.  
Crustacean species found at the different sampling stations and in the different treatments in Lake Maridalsvannet.

Stasjon/ behandling	1992	st. 2	st. 3	st. 5	bjørk	ny or	or	kontroll
<b>Vannlopper</b>								
Latona setifera (O.F.M.)	x							
Sida crystallina (O.F.M.)	x	x		x	x	x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x		x	x	x	x	x
Ceriodaphnia pulchella Sars						x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)					x	x	x	x
Daphnia cristata Sars	x			x				
Daphnia longispina (O.F.M.)	x	x	x					x
Simoccephalus vetula (O.F.M.)	x							
Bosmina longirostris (O.F.M.)				x			x	
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x
Ophryoxus gracilis Sars	x				x	x	x	x
Acroperus harpae (Baird)	x				x	x	x	x
Alona affinis (Leydig)	x			x		x	x	
Alona costata Sars					x	x	x	x
Alona guttata Sars	x							
Alona intermedia Sars	x							
Alona quadrangula (O.F.M.)	x							
Alona rectangula Sars						x		
Alonella excisa (Fischer)	x							
Alonella nana (Baird)	x		x		x	x		
Alonopsis elongata Sars	x	x			x	x	x	x
Anchistropus emarginatus Sars							x	
Camptocercus rectirostris Schoedler	x							x
Chydorus latus Sars					x	x	x	
Chydorus piger Sars	x							
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x			x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x				x	x	x	x
Graptoleberis testudinaria (Fischer)	x						x	
Monospilus dispar		x			x			
Pseudochydorus globosus (Baird)	x						x	x
Rhynchotalona falcata Sars	x	x						
Polyphemus pediculus L.								x
<b>Antall vannlopper</b>	<b>23</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>13</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>15</b>
<b>Hoppekreps</b>								
calanoida								
Eudiaptomus gracilis Sars	x	x		x		x		x
Heterocope appendiculata (Sars)	x	x		x	x	x		x
cyclopoida								
Macrocyclops albidus (Jur.)	x						x	x
Eucyclops denticulatus (A. Graet.)	x							
Eucyclops macrurus (Sars)	x				x	x	x	x
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x		x		x	x	x	x
Eucyclops speratus (Lillj.)								x
Paracyclops fimbriatus (Fisch.)	x							
Cyclops scutifer Sars		x	x					
Megacyclops gigas (Claus)							x	
Acanthocyclops capillatus (Sars)	x							
Mesocyclops leuckarti (Claus)	x	x		x	x	x	x	x
Thermocyclops oithonoides (Sars)		x	x	x	x	x	x	x
<b>Antall copepoder</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>8</b>
<b>Totalt antall krepssdyrarter</b>	<b>32</b>	<b>12</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>18</b>	<b>21</b>	<b>23</b>	<b>23</b>

**Figur 6**

Krepsdyrfaunaen i de forskjellige innhegningene samt ved st. 2 sammenlignet ved hjelp av samfunnsindeksen CC.

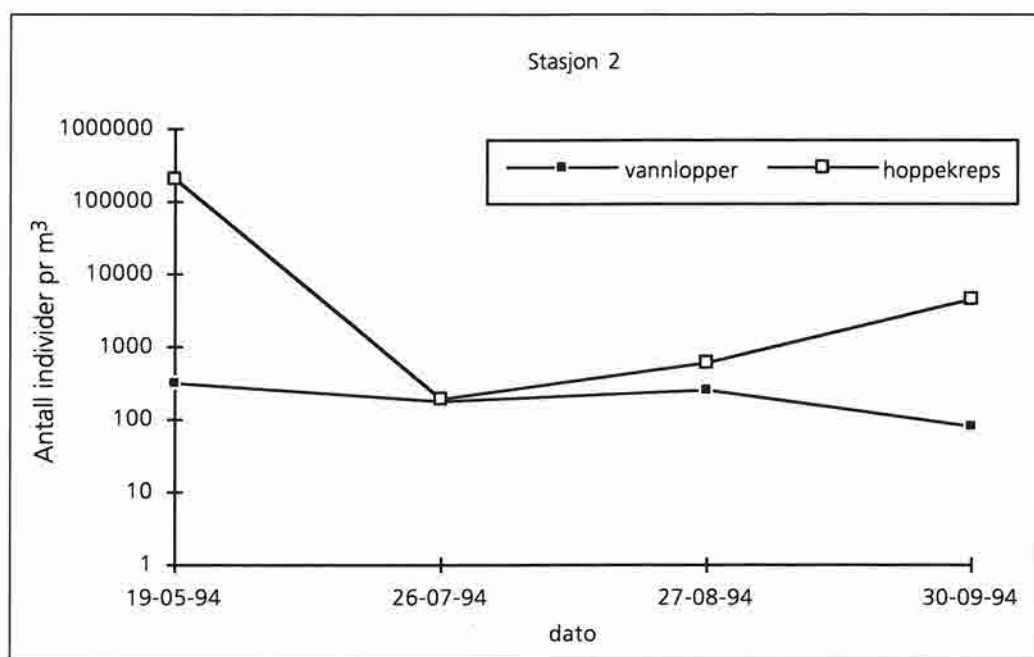
A comparison of the crustacean fauna in the enclosures and at station 2 by means of the community index CC. See "Vedlegg 4" for symbols.

st. 2	bjørk	ny or	or	kontroll	
	36	32	21	35	st. 2
		77	58	58	bjørk
			63	63	ny or
				59	or
					kontroll

**Figur 7**

Tetthetsutvikling av vannlopper og hoppekreps utenfor innhegningene på stasjon 2 gjennom 1993.

Density of cladocera and copepoda outside the enclosures at station 2 during 1993. See "Vedlegg 4" for symbols.



ten var lavest, i henholdsvis juli og august. *H. gibberum* dominerer mht biomasse, mens *B. longispina* er tallmessig den vanligste.

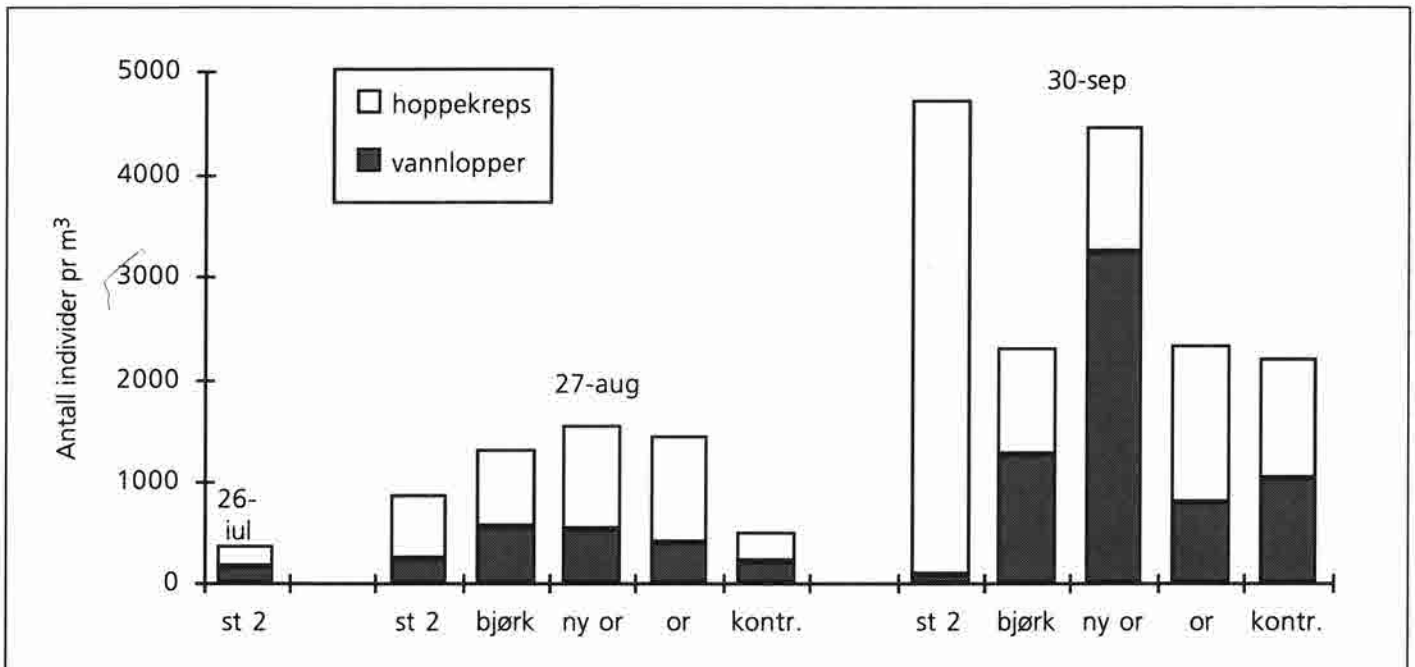
Det er store forskjeller i artssammensetningen innenfor og utenfor innhegningene. Prøver tatt på utsiden var artsfattige og av til sammen 12 arter var det kun tre som var litorale, *Alonopsis elongata*, *Monospilus dispar* og *Rhynchotalona falcata*. Innenfor innhegningene ble det påvist 23 arter vannlopper og 9 arter hoppekreps hvorav de fleste var litorale former. Størst artsrikdom hadde skrapprevne fra innsiden av innhegningene, men også i de frie vannmassene i innhegningene var det et betydelig innslag av litorale former.

Som et mål for eventuelle faunamessige likheter i og utenfor innhegningene, er samfunnsindeksen (CC jf kap. 3) beregnet (figur 6). Artssammensetningen utenfor innhegningene (st. 2) adskilte seg betydelig fra sammensetningen innenfor (CC < 40). Innenfor var det små forskjeller mellom de ulike behandlingene og CC var i størrelsesorden 60. Innhegningene tilsatt henholdsvis bjørk og ny or var artsmessig mest like (CC = 77).

#### 4.3.2 Tettheter

Utenfor innhegningene var tettheten av vannlopper ved alle fire besøk lav, og det ble aldri funnet mer enn 500 ind. m<sup>-3</sup> (figur 7). Tettheten av hoppekreps varierte imidlertid relativt mye og i mai ble det funnet over 200 000 ind. m<sup>-3</sup>. Fra mai til juli skjedde det en sterk nedgang og i juli var tettheten bare ca 1/1000 av det den var i mai. Videre utover høsten var det en jevn økning i antall individer til ca 5000 ind. m<sup>-3</sup> i oktober. Denne økningen var høyst signifikant ( $p < 0,0001$ ) (Mann-Whitney).

Høye tettheter i mai skyldtes total dominans av calanoide nauplier. Samtidig var store copepoditter samt voksne hunner og hanner av både *Cyclops scutifer* og *Mesocyclops leuckarti* tilstede. Både andelen og antallet av calanoide nauplier avtok sterkt senere på sommeren. Dette skjer samtidig med at andel og antall cyclopoide nauplier øker. Denne økningen skyldes sannsynligvis eggproduksjonen fra adulte individer som var tilstede i mai. *Thermocyclops oithonoides* ble funnet i juli og september med størst andel i september.



**Figur 8**

Tetthet av vannlopper og hoppekreps i innhegningene og sammenliknet med stasjon 2.

Density of cladocera and copepoda in the enclosures compared to station 2. See "Vedlegg 4" for symbols.

Innhegningene ble etablert i juli ved meget lave tettheter, med like store andeler av vannlopper og hoppekreps. Tetthetene fortsatte å være lave både utenfor og innenfor innhegningene gjennom hele forsøksperioden.

Utgangspopulasjonen i innhegningene er antatt å være identisk med den som ble funnet på stasjon 2 samtidig med at de ble etablert (figur 8). I figuren representerer derfor den venstre søylen alle innhegningene på dette tidspunkt. En måned etter forsøkets oppstart hadde tettheten økt både i og utenfor innhegningene. Flest dyr ble registrert i innhegningene med tilført materiale og økningene var her signifikante (bjørk  $p < 0,01$ , ny or  $p < 0,01$ , or  $p < 0,01$ ). I kontrollen var økningen mindre og den var ikke signifikant forskjellig fra bukta ( $p < 0,1$ ) (Mann-Whitney).

Fra august til september fortsatte tettheten å øke både innenfor og utenfor innhegningene, men kun i kontrollen var økningen signifikant ( $p < 0,05$ ) (Mann-Whitney). Blant innhegningene var økningen størst der det ble tilsatt ny or, mens økningen var omtrent like stor i innhegningene med bjørk og gammel or.

Fra et utgangspunkt med like store andeler vannlopper og hoppekreps økte andelen hoppekreps ganske raskt utenfor innhegningene. På innsiden av innhegningene var det små endringer. Størst andel vannlopper hadde innhegningene der ny or var tilsatt. Her var også tettheten av vannlopper og hoppekreps størst ved avslutningen av forsøket, med ca 4500 ind. m<sup>-3</sup>.

#### 4.3.3 Sammensetning av krepsdyrsamfunnene i og utenfor innhegningene

Krepsdyrsamfunnet utenfor innhegningene var dominert av

planktoniske former. Litorale former utgjorde riktignok ca 13 % i august, men i september var det total dominans av planktoniske former (tabell 3). Ved stasjon 2 ble det påvist tre vannlopper og fem hoppekreps (tabell 2). I tillegg ble det funnet fire litorale former; *Sida crystallina*, *Alonopsis elongata*, *Monospilus dispar* og *Rhynchotalona falcata*. Av disse utgjorde *S. crystallina* 12,4 % i august og *R. falcata* 9,6 % i juli, ellers utgjorde de kun små andeler.

Innenfor innhegningene utgjør litorale former en betydelig andel av samfunnet både i august og september. Størst andel av litorale former (40 %) hadde innhegningene der det var tilsatt bjørk. En usikkerhetsfaktor er knyttet til hvorvidt nauplier og små copepoditter tilhører planktoniske eller litorale former. En betydelig andel er sannsynligvis avkom etter de voksne *C. scutifer* og *M. leuckarti* som var tilstede i mai. Med hensyn til innslaget av litorale former skiller kontrollen seg lite fra de øvrige.

Litorale hoppekrepsarter utgjorde bare ubetydelige andeler av samfunnene innenfor innhegningene. Vannloppene utgjorde derimot en betydelig andel med *S. crystallina*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Acroperus harpae* og *Alonopsis elongata* som de viktigste artene. Av disse kan *C. quadrangula* betraktes som en planktonlitoral form. *S. crystallina*, krystallkrepsen, er en av våre største vannlopper og er derfor viktig i biomassesammenheng. Dens forekomst er vesentlig knyttet til vegetasjon eller andre flater, og under blader av f eks nøkkerose kan den forekomme i store tettheter.

*Ceriodaphnia quadrangula* dukket plutselig opp i alle fire innhegningene i august for så nesten helt å forsvinne igjen i september. Arten var ikke tilstede utenfor innhegningene. Arten er en sommerform og har ofte en markert topp i begynnelsen av august.

**Tabell 3** Prosentvis forekomst av krepsdyr på stasjon 2 og ved ulike behandlinger.  
Crustaceans (%) at different stations and for the different treatments.

Stasjon/behandling Måned	st. 2 mai	st. 2 juli	st. 2 aug.	bjørk aug.	ny or aug.	or aug.	kontr. aug.	st. 2 sept.	bjørk sept.	ny or sept.	or sept.	kontr. sept.
<b>Cladocera</b>												
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	0,1	1,9	12,4	5,4	23,3	3,7			11,6	0,4	2,3	3,3
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach		5,8	5,0	4,1	2,3	3,7	21,4	0,2	10,1	52,0	16,0	25,2
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars										0,4		
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)				8,1	2,3	4,9	3,6			0,4		
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)								0,2				0,8
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.M.)						1,2						
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	0,1	28,8	11,6	8,1	2,3	6,2	3,6	1,2	1,6	1,2		4,9
<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars										0,4		0,8
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)				12,2	3,5	8,6	7,1		16,3	6,8	12,2	7,3
<i>Alona costata</i> Sars				1,4					1,6			
<i>Alona rectangula</i> Sars										0,4		
<i>Alonella nana</i> (Baird)									0,8	1,2		
<i>Alonopsis elongata</i> Sars		1,9	0,8	2,7	1,2				10,9	4,0	3,8	4,1
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)									0,8	0,4		
<i>Eurycerus lamellatus</i> (A.F.M.)							3,6		0,8	4,8		
<i>Monospilus dispar</i>								0,2	0,8			
<i>Rhynchotalona falcata</i> Sars		9,6										
<i>Polyphemus pediculus</i> L.							3,6					
<b>Copepoda</b>												
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars		1,9						0,3		3,2		
<i>Hetercope appendiculata</i> (Sars)	+		0,8		2,3				0,8	2,8		0,8
cal. naup.	98,6	25,0	0,8		3,5							0,8
cal naup/cop (I-III)	0,1							0,9	0,8		0,8	
<b>Cyclopoida</b>												
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)				1,4	1,2	1,2				1,6	0,8	1,6
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)												0,8
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	0,2							0,3				
<i>Megacyclops</i> sp						1,2						
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	+	1,9	9,1	6,8	14,0	12,3	14,3			0,4		
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars)		1,9						16,5	8,5	3,2	21,4	4,9
naup	0,8	15,4	33,1	36,5	29,1	28,4	21,4	73,6	28,7	14,8	32,8	41,5
cycl naup/cop (I-III)	0,1	5,8	26,4	13,5	15,1	28,4	21,4	6,8	6,2	1,6	9,9	3,3
<b>Totalt antall individer</b>	<b>28280</b>	<b>52</b>	<b>121</b>	<b>74</b>	<b>86</b>	<b>81</b>	<b>28</b>	<b>662</b>	<b>129</b>	<b>250</b>	<b>131</b>	<b>123</b>

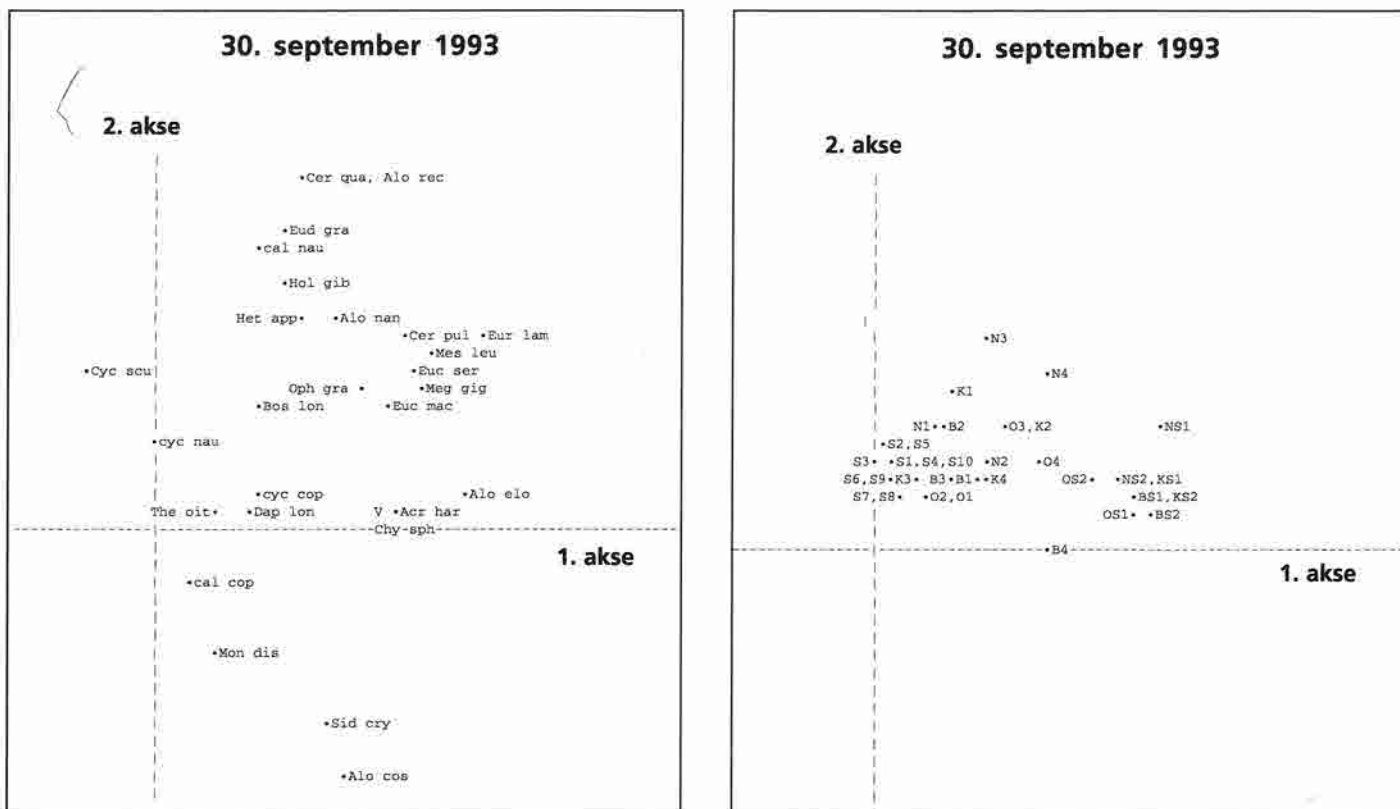
*A. harpae* var det vanligste av de litorale krepsdyrene med en svak økning fra august til september i alle innhegningene. Flest individer hadde innhegningen tilsatt bjørk.

*A. elongata* forekom sporadisk i august, mens den i september utgjorde mellom 3,8 og 10,9 % av individene. Sammen med *A. harpae* og *S. crystallina* er den en av våre vanligste litorale kreps-

dyr. Den aller vanligste er *Bosmina longispina*, som er en planktonlitoral art som var tilstede både i og utenfor innhegningene med størst andel i august.

For om mulig å se om det er likheter i sammensetningen av krepsdyr i prøvene tatt i august og september, ble det brukt en DCA-ordinasjon der alle prøver er lagt til grunn, henholdsvis 26 i august og





**Figur 9**

Ordinasjonsplott av **a)** arter av krepssdyr i september og **b)** stasjonene i september. Se "Vedlegg 4" for symboler.  
 Ordination plots of **a)** species of Crustacea in September and **b)** samples in September. See "Vedlegg 4" for symbols.

August					
St. 2	bjørk	ny or	or	kontr.	
	72	68	77	60	St. 2
		73	71	61	bjørk
			79	73	ny or
				61	or
					kontr.
September					
St. 2	bjørk	ny or	or	kontr.	
	46	21	57	51	St. 2
		45	73	64	bjørk
			47	60	ny or
				71	or
					kontr.

**Figur 10**

Den prosentvise likheten mellom samfunnene i august og september (Psc).

Percent similarity of the crustacean fauna in August and September (Psc). See "Vedlegg 4" for symbols.



**Tabell 4** Prosentvis forekomst av krepsdyr i kvalitative skrapprøver fra veggene i innhegningene. Crustaceans (%) in samples taken from algae attached to the walls of the enclosures.

	bjørk	bjørk	ny or	ny or	or	or	kontr.	kontr.
<b>Cladocera</b>								
Sida crystallina (O.F.M.)	6,2			4,1	9,3	2,2	5,9	8,3
Holopedium gibberum Zaddach	5,2	0,9	9,4	1,6	0,9	1,5	1,5	4,2
Ceriodaphnia pulchella Sars			0,7		0,9	0,7		0,7
Bosmina longispina Leydig								0,7
Ophryoxus gracilis Sars	1,0					1,5	1,5	0,7
Acroperus harpae (Baird)	30,9	37,2	10,9	36,9	26,9	41,2	32,4	17,4
Alona affinis (Leydig)			2,2			0,7		
Alona costata Sars			0,7		0,9			0,7
Alonella nana (Baird)		0,9	1,4	0,8				
Alonopsis elongata Sars	33,0	54,0	25,4	28,7	41,7	7,4	25,7	41,0
Anchistropus emarginatus Sars						0,7		
Camptocercus rectirostris Schoedler							0,7	
Chydorus latus Sars	1,0		0,7			0,7		
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	1,0	1,8	0,7	0,8		3,7	1,5	
Eurycerus lamellatus (A.F.M.)	16,5	1,8	41,3	23,0	9,3	16,9	22,8	10,4
Graptoleberis testudinaria (Fischer)						1,5		
Pseudochydorus globosus (Baird)					0,9		0,7	
<b>Copepoda</b>								
Eudiaptomus gracilis Sars								0,7
Heterocope appendiculata (Sars)			2,2					2,1
Macrocyclus albidus (Jur.)						1,5	0,7	
Eucyclops macrurus (Sars)	1,0	1,8	2,9	0,8	2,8	5,1	2,9	10,4
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	1,0	0,9	0,7	0,8		1,5	1,5	0,7
Eucyclops speratus (Lillj.)								0,7
Megacyclops gigas (Claus)						0,7		
Mesocyclops leuckarti (Claus)			0,7			3,7	1,5	0,7
Thermocyclops oithonoides (Sars)	2,1					4,4		
cycl naup/cop (I-III)	1,0	0,9		2,5	6,5	4,4	0,7	0,7

34 i september. Det høyere antall prøver i september enn i august skyldes at det fra denne datoen også foreligger skrapprøver på innsiden av innhegningene.

I august var det ikke mulig å se noen tendenser i materialet ut fra ordinasjonsplottene. I september var bildet annerledes med høyere egenverdier (0,79, 0,18, 0,09 og 0,04; total inertia 1,89; gradientlengde 1. akse 3,03 SD, 2. akse 2,01 SD). Skrapprøvene og prøvene tatt på utsiden av innhegningene grupperte seg i hver sin ende av akse 1 (figur 9a, b). Som forventet forklarer dominans av litorale krepsdyr skrapprøvenes plassering i den ene enden av aksene, mens de planktoniske artene dominerer i den andre enden. Det er også nå vanskelig å se tendenser til gruppering i materialet for øvrig, som er tatt henholdsvis i innhegninger gitt forskjellige behandlinger og i kontrollene. To prøver fra innhegningene tilsatt ny or (N3 og delvis N4), ligger riktignok i den ene enden av akse 2, noe som bl a er forårsaket av at enkelte arter kun forekom i disse innhegningene. Det er imidlertid vanskelig å tolke hvilke underliggende miljøvariable som uttrykkes av akse 2.

Den prosentvise likheten mellom samfunnene på utsiden og innsiden av innhegningene er vist i figur 10. I overensstemmelse med ordinasjonsresultatene økte forskjellen fra august til september. I august var PSc > 60 når en sammenligner samfunnet på utsiden av innhegningene (st. 2) med de forskjellige behandlingene. I september var likheten mellom innhegningene og samfunnet utenfor vesentlig mindre. Forskjellene mellom de ulike innhegningene var også stor med størst forskjell mellom innhegningene behandlet med henholdsvis bjørk og ny or. Også mellom ny or og gammel or var det relativt stor forskjell.

#### 4.3.4 Krepsdyrfaunaen knyttet til påvekstsamfunnet i innhegningene

Den prosentvise fordelingen av krepsdyrartene i skrapprøvene fra innsidene av innhegningene som ble tatt ved forsøket avslutning i oktober, er vist i tabell 4. Disse artene er knyttet til begroingen på veggene i innhegningene. Av til sammen 36

arter, 17 hoppekrepsarter og ni vannloppearter, var vannloppene *Acroperus harpae*, *Alonopsis elongata* og *Eurycercus lamellatus* de tallmessig vanligste. *E. lamellatus* er sannsynligvis sterkere knyttet til algebelegget enn de to andre artene, da den manglet nesten helt i de andre prøvene fra innhegningene. Hoppekrepsene forekom i størst andel i innhegningene tilsatt

gammel or og i kontrollinnhegningene der de utgjorde ca 10 %.

Ut fra den prosentvise forekomst er det ingen av innhegningene som skiller seg ut. Dette er også i overensstemmelse med ordinasjonsplottet der alle skrapp prøvene ligger samlet.

## 5 Diskusjon

### 5.1 Tilførsel og nedbrytning av organisk materiale

Fysisk-kjemiske forhold, produksjons- og konkurranseforhold er sammen med dyregeografiske forhold viktige faktorer for arts- og samfunnsstrukturen i både pelagial- og litoralsonen til en innsjø. Generelt er de fysisk-kjemiske forhold relativt stabile, selv om enkelte parametre, som f. eks pH, kan variere relativt mye over kort tid. I motsetning til de fysisk-kjemiske parametrene er påvirkningen fra de nære omgivelser mer ustabile og her kan forandringer skje i løpet av kort tid. Eksempler er endringer av habitatet i overgangen mellom land og vann ved f. eks fjerning av kantskog. På Østlandet er dette vanlig i forbindelse med nydyrking for å frigjøre mest mulig areal til landbruksformål og for å bedre lysklimaet. Fjerning av kantskog vil kunne forandre flere forhold som er av betydning for livet i innsjøen. Kantskogen gir i utgangspunkt en lys / skygge effekt og når denne blir fjernet vil også lysregimet endres.

På Østlandet består kantskogen ofte av forskjellige typer løvskog som hvert år tilfører innsjøen betydelige mengder næring i form av blader. Bladene synker imidlertid ikke umiddelbart og kan derfor forflyttes med framherskende vindretninger og strøm før de går til bunns.

Et annet viktig aspekt i forbindelse med at kantskog blir fjernet er at den virker som en buffer for avrenningen av nitrater og fosfater. Erfaringer fra f. eks. Mjøsområdet og Vannsjø har vist at avrenning av nitrat og fosfatholdig vann fra jordbruksarealer har resultert i bl a oppblomstring av giftige blågrønnalger. Disse forholdene er relativt godt undersøkt av NIVA som har hatt lengre overvåkingsserier i flere norske innsjøer, bl a i Mjøsa (Holtan et al. 1980).

Løvtilførselen fra kantskogen til vannet vil dels fungere direkte som næring og dels som substrat for bakterier og sopp. Disse nedbrytningsorganismene er videre en viktig næringskilde for bunndyrene. Løvet vil ved nedbrytning dessuten frigi viktige næringssalter for primærproducentene som igjen går inn i bunndyrenes og planktonets næringskjeder. Det vil også dannes et påvekstsammfunn på bladene som i seg selv kan representere en viktig næringskilde for de substrattilknyttede organismer, f. eks chydorider.

De tilførte mengdene med løv til innhegningene er i størrelsesorden  $600 \text{ g m}^{-2}$ . Dette er i overensstemmelse med de tall som fins i litteraturen over tilførte mengder under naturlige forhold (f. eks. Gasith & Hasler 1976). Glødingen av de tre løvtypene ga lavest innhold av organisk materiale i ny or, selv om det ikke var signifikante forskjeller mellom løvtypene. Ved glødingen vil det organiske materialet forbrenne og gløderesten vil bestå av ikke brennbare stoffer som metallioner og diverse salter. Brenningen gir imidlertid ikke et eksakt mål på rest av næringssaltinnholdet, da f. eks alt nitrogenet vil oksyderes ved god lufttilgang. Brenningen gir ikke eksakte data over de næringsmessige forskjellene mellom de tre løvtypene.

Or lever i symbiose med nitrogenfikserende bakterier og trenger i mindre grad enn bjørk å rasjonere på bruken av nitrogen. Ved løvfall om høsten vil bjørka trekke tilbake nitrogenet fra bladene, mens ora feller bladene uten å ta vare på nitrogenet. Dette vil gi ernæringsmessige kvalitetsforskjeller mellom løv fra bjørk og or.

Nedbrytningen av alloktont materiale kan deles i tre stadier. Det første er lekkasje, "leaching", av oppløslige stoffer til omgivelsene og denne prosessen går som regel meget raskt (Petersen & Cummins 1974). Short et al. (1980) fant f. eks at det største massetapet gjennom lekkasje skjedde i løpet av de første 24 timer, og at temperaturen ikke hadde noen effekt på graden av massetap. Av det tilsatte materialet i innhegningene vil sannsynligvis den nye ora som ble tatt rett fra trærne i større grad enn de øvrige løvtypene bli utsatt for denne prosessen. Siden prosessen går meget raskt, vil mesteparten av lekkasjen hos det gamle løvet allerede ha skjedd etter løvfall om høsten.

Det skjer videre en kolonisering og nedbrytning fra mikroorganismer og sopp. Petersen & Cummins (1974) fant at i løpet av 30 dager vil denne prosessen omdanne ca 7 % av det opprinnelige materialet. Dette avhenger imidlertid av temperatur, typer av løv og i hvilken grad materialet blir kolonisert av mikroorganismer.

Neste skritt er en gradvis kolonisering av invertebrater. I løpet av en periode på 90 dager vil mikrober og dyr nedbryte ytterligere 48 % av materialet, men denne nedbrytningen vil også variere sterkt avhengig av typer av dyr, temperatur osv. Restmaterialet vil fortsatt være utsatt for nedbrytning, men mye er blitt finfordelt og vil gå inn i andre prosesser (Petersen & Cummins 1974).

Or har en rask nedbrytning i ferskvann og er regnet for å være høy-kvalitetsløv som næring for bunndyr (Anderson & Sedell 1979). Det er vist at løv fra treslag med høyt nitrogeninnhold brytes raskere ned enn løv med lavt innhold (Kaushik & Hynes 1971). Or er en slik art som brytes raskt ned (Webster & Benfield 1986). Høyt lignininnhold er negativt korrelert til nedbrytningshastigheten (Webster & Benfield 1986). Kaushik & Hynes (1971) påpeker likheter mellom nedbrytningsmekanismer på land og i vann, og jordboende sopp som koloniserer løv på land er også viktige i vann (Anderson & Sedell 1979). Fra ferskvann er det få oppgaver over nedbrytningshastigheter og energiinnhold i bjørk, men Hågvar & Kjøndal (1981) fant i terrestre forsøk med bjørk 13 % reduksjon i tørrvekt den første vinteren, mens reduksjonen i tørrvekt deretter var relativt lav med bare 37 % vekttap etter tre år. Flere har vist at nitrogeninnholdet i nedbrytende løv øker i begynnelsen av nedbrytningsperioden, muligens på grunn av nitrogeninnholdet i de koloniserende organismene (Triska & Sedell 1976, Hågvar & Kjøndal 1981).

Nedbrytningshastigheten er positivt korrelert til temperatur, men selv ved lave temperaturer er det i elver vist at nedbrytningshastigheten kan være stor (Webster & Benfield 1986). Det er også vist at nedbrytningen og kolonisering av mikroorganismer kan reduseres av inhibitoriske kjemikalier. Dette er spesielt tydelig i forholdet mellom nåletrær og løvtrær. Barnåler har en vokset overflate og inneholder store mengder polyfenoliske forbindelser som nedbrytes langsomt (Webster & Benfield 1986).

## 5.2 Bunndyr

Bunndyrene kan i liten grad utnytte det alloktone materialet direkte som energikilde da de mangler enzymer som kan bryte ned bestanddelene i materialet. De er derfor avhengige av at materialet koloniseres av mikroorganismer og ved deres aktivitet gjøres materialet mer tilgjengelig. Spesielt sopp er viktige i denne koloniseringen og nedbrytningen (Anderson & Sedell 1979, Arsyffi & Suberkropp 1984). Forskjellige typer av løv har forskjellig nedbrytningshastighet og det er vist at forskjeller i koloniseringen av bunndyr i løvpakker var en funksjon av mikrobiell kolonisering og aktivitet (Petersen & Cummins 1974).

Multivariate numeriske metoder har i stor grad vært benyttet i vegetasjonsøkologiske studier. De har også vist seg nyttige til å beskrive vegetasjonsmønstre, estimere  $\beta$ -diversitet og til å finne gradientstrukturer. Økland (1990) er det gitt en gjennomgang av dette temaet. I bunndyrstudier har numeriske metoder vært mindre brukt, og en oversikt over dette er gitt i Norris & Georges (1993). I Norge har så vidt vi kjenner til slike metoder ikke vært benyttet i bunndyrstudier i ferskvann.

DCA ordinasjonen av de forskjellige dyregruppene viser at st. 2a (A) ligger relativt godt samlet langs 1. aksens (**figur 4a, b, c, d**). Det er særlig forekomsten av *Asellus aquaticus* som er årsak til dette. Arten er detrivor og vil av den grunn preferere områder med dødt plantemateriale. I hele forsøksområdet er det sparsomt med makrofytter og ansamlingen av alloktont materiale vil være en viktig energikilde. *A. aquaticus* er meget mobil og vil ha mulighet til å oppsøke gunstige næringsområder. Ansamlingen av alloktont materiale gir dessuten godt skjul i forhold til de mere homogene sandflatene ellers på stasjonen. Det er vist at alloktont materiale er vel så viktig som habitat for flere bunndyr, bl a slekta *Asellus*, enn det er som næring (Street & Titmus 1982). I laboratorieforsøk fant man imidlertid at *A. aquaticus* lever av sopp som koloniserer dødt plantemateriale. Sterilt plantemateriale førte til at dyrene døde innen kort tid, mens de derimot vokste meget godt på bare sopp fra detritusen (Rossi & Fano 1979). Den nære slektningen *Asellus forbesi* får bedret vekst ved aldring av dødt makrofyttmateriale og dette tilskrives at det over tid vil skje en økt ansamling av mikrobisk protein på det døde plantematerialet (Smock & Harlowe 1983). Innenfor familien Ephemeroptera er det mange detrivore arter. I en tidligere undersøkelse i Maridalsvannet var ca 75 % av artene av Ephemeroptera i strandsonen detritusspisere, mens de øvrige var gressere (Brabrand & Saltveit 1983, Brittain pers. medd.). Den større tettheten av gruppen på st. 2a kan derfor ha sammenheng med dette.

DCA - ordinasjonen av arter av fåbørstemark (**figur 5a, b, c, d**) viser at det særlig er tubificidene *T. ignotus*, Tubificider med hårseta (etter habitus *T. tubifex*), og i september *Limnodrilus* sp. som er bestemmende for St. 2a's (A) plassering i plottet. Disse tubificidene fins ofte på næringsrike og eutrofe lokaliteter og de er svært tolerante overfor oksygensvinn (Milbrink 1983, Bremnes & Storeid 1994). I august er *Nais communis / variabilis* også plassert i denne delen av diagrammet og arten(e) ble bare funnet på st. 2a (A). Artene er meget fleksible med hensyn til miljøkrav og fins i mange typer av habitater og de kan forekomme i

ganske store tettheter ved organisk belastning (Bremnes & Storeid 1994). Tubificidene lever av dødt organisk materiale i sedimentet, og bakteriefloraen er også for disse dyra en viktig energikilde (Wavre & Brinkhurst 1971). Ansamlingen av det alloktone materialet vil påvirke oksygenforholdene i sedimentet under, og sannsynligvis vil den sterke nedbrytning av det alloktone materialet redusere oksygeninnholdet her. Dette kan forklare at de nevnte arter er spesielt tallrike på denne stasjonen. *Piguetiella blanci* er lokalisert på det andre ytterpunkt på 1. aksens. Arten er spesielt dominerende i innhegningene tilsatt bjørk (B), men fins også i de andre innhegningene. Den opptrer meget fåtallig i det alloktone området. Arten er i Norge tidligere funnet i strandsonen i enkelte sjøer på Østlandet (Bremnes & Storeid 1994). *P. blanci* var tallrik på en strømuttsatt lokalitet i Dokkadeltaet der den ble vurdert til å ha stor toleranse overfor ustabile bunnforhold og karakterisert som opportunistisk (Storeid 1994). I Norge er arten ikke påvist i rennende vann, men dette er kjent fra Finland (Särkkä 1987). Det ser ut til at arten er spesielt knyttet til strandsonen i innsjøer med lite vegetasjon og på sandbunn. Den er ikke funnet på lokaliteter som er utsatt for oksygensvinn eller ved eutrofe forhold. *Uncinusa uncinata*, som ble funnet i august, er oftest å finne i strandsonen på sandbunn og i oligotrofe vann (Bremnes & Storeid 1994). Det kan også nevnes at lumbriculiden *Stygodrilus heringianus* er regnet å være indikatorart på oligotrofi (Milbrink 1983). Den ble funnet meget fåtallig ved st. 2a. Arten er en gravende form som lever i bunn-sedimentet. Muligens er substratet for lite stabilt der ansamlingen av alloktont materialet blir for stor og sedimentet under det alloktone materialet vil være for dårlig oksygenert. De øvrige påviste artene av oligochaeter har mindre spesifikke miljøkrav og mange fins i forskjellige typer av habitater (Bremnes & Storeid 1994).

I ordinasjonen basert på oligochaetene uttrykker 1. aksens trolig en gradient fra oligotrofi mot eutrofi, med arter som er tolerante overfor organisk påvirkning og oksygensvinn til venstre i plottene og mer oligotrofe arter til høyre.

Det er vanskelig å tolke betydningen av DCA-akse 2. Ut fra kunnskap om de forskjellige artenes økologi er det vanskelig å peke på mulige årsaker til den observerte fordelingen i diagrammene. I tilfeller der 1. aksens er vesentlig lengre enn de andre, kan 2. aksens uttrykke en polynomisk forvrengning av 1. aksens (Økland 1990). I slike tilfeller vil ofte 3. aksens kunne tolkes økologisk. Dette er ikke tilfelle i dette materialet (SD 1. akse  $\approx 3,5$ , 2. akse  $\approx 2,1$ ). I ordinasjonene med arter av fåbørstemark var forklaringsverdien for 1. aksens for august og september, henholdsvis 25,6 % og 26,8 %, mens 2. aksene kun forklarte 11,1 % og 7,9 % av variasjonen.

Akselengden uttrykt i SD-enheter var svært kort i ordinasjonen der grupper av bunndyr ble benyttet. For 1. aksens er den kun 1,62 og 1,65 for henholdsvis august og september. Dette viser at de enkelte grupper forekommer i de fleste prøver noe som betyr at de ikke har en diskontinuerlig fordeling over den gradienten som beskrives av 1. aksens. I ordinasjonen med fåbørstemarkene var verdiene for 1. aksens relativt høye både i august og september, henholdsvis 3,55 og 3,53. Som nevnt regnes 4 SD-enheter å være lengden en art har fra den opptrer til den for-



svinner. Ytterpunktet i dataene for fåbørstemarkene kan derfor antyde liten grad av overlapping i forekomst mellom disse.

Aksene i ordinasjonsplottene reflekterer underliggende årsaker til den observerte fordeling av prøvene og de vil ofte være et mål for en eller et sett av økologisk variabler. De korte aksene målt i SD-enheter viser at bruk av dyregrupper er et alt for grovt mål i slike analyser, mens de lengre aksene for artsordinasjonen på fåbørstemark viser den større anvendeligheten og den mye finere oppløsligheten som fins i artsdata. De korte aksene i ordinasjonen med dyregrupper viser at det er stor grad av overlapping i de enkelte grupperes optima, og gjenspeiler at innen dyregruppene er det arter med forskjellige økologiske krav. Det er derfor vesentlig at det i studier der en ønsker å benytte bunndyr til å belyse forskjellige økologiske responser, baserer seg på så fine taxonomiske nivåer som mulig, fortrinnsvis på artsnivå. Det hadde derfor vært ønskelig om også de øvrige bunndyrgruppene kunne ha vært artsbestemt. Dette er imidlertid et resurs-spørsmål, og vi var i denne sammenhengen nødt til å konsentrere oss om fåbørstemarkene. Arter innen gruppen har vist seg anvendelige som indikatorer på f. eks. trofiforhold. I dette forsøket der effekter av tilført organisk materiale skulle undersøkes, ble gruppen derfor vurdert til å være egnet til å måle eventuelle påvirkninger på bunnfaunaen.

Bruken av DCA er basert på at artene har unimodale fordelinger langs de økologiske gradientene. Når gradientlengden er mindre enn 2 SD-enheter vil fordelingen ofte være tilnærmet lineær. Lineære ordinasjonsmetoder som f. eks. PCA vil da være bedre egnet (ter Braak 1987).

Ordinasjonen bygger på data fra totalt 39 prøver. I september var det fire prøver som ikke inneholdt fåbørstemark og prøveantallet var da kun 35. For å kunne påvise eventuelle økologiske gradienter i materialet med stor grad av oppløslighet må en opp i et minimum av prøver som helst skal dekke bredden av potensielle gradienter. Antallet er imidlertid ikke eksakt og vil variere med materialets karakter og formålet med undersøkelsen. Planterøkologer har i stor grad benyttet ordinasjonsmetoder i sine studier og som tommelfingerregel brukes gjerne et minimumsantall på 50 prøver (Eilertsen & Fremstad 1994, Eilertsen & Often 1994). I denne undersøkelsen er antall prøver i realiteten mindre enn 39 og 35. Settet av paralleller fra hver behandling kan sies å være tatt på "samme sted langs gradientene", og kan dermed antas å ha en klumpet fordeling i forhold til gradientene. Et oppsett der det f.eks ble gitt en gradering av mengde tilsatt materiale eller et oppsett med flere typer av løvtilsetninger, ville sannsynligvis gitt et større spenn i de underliggende gradienter.

Både i august og september var det signifikante forskjeller i tethetene av oligochaeter mellom kontrollen og behandlingen med or, mens det for de øvrige dyregrupper ikke var signifikante forskjeller mellom kontrollen og de forskjellige behandlinger. Oreblad som har ligget vinteren i gjennom, kan allerede ha etablert en mikroflora av sopp og bakterier. Disse vil umiddelbart være tilgjengelig som næring for bunndyra og ha mulighet til å starte nedbrytningen av bladet. De friske orebladene har ikke en slik etablert fauna og det vil ta en viss tid før den etableres og ned-

brytningen starter. De vil muligens også inneholde inhiberende stoffer og ha en kutikula som hindrer etablering av sopp og bakterier. Bjørk er mer næringsfattig enn or og vil muligens ha en dårligere utviklet mikroflora og en lavere nedbrytningshastighet og vil derfor være mindre tilgjengelig som næring for bunndyra.

Våre resultater viser at ansamlinger av alloktont materiale i strandsonen har betydning for bunndyrsammensetning og tetthet i litoralsonen i vann med lite utviklet vannvegetasjon og sandet substrat. I mer næringsrike vann vil sannsynligvis den autoktone produksjonen ha større betydning og den alloktone tilførsel vil være av mindre betydning. På mer stabil bunn vil det være et større innslag av begroing på steiner ol. og dette vil spille en større rolle som næring for bunndyr enn på ustabile bunnforhold. En velutviklet kantvegetasjon langs lite næringsrike vann vil derfor være viktig som næringskilde for bunndyr. Or har stor næringsverdi og fordi den brytes relativt raskt ned, vil den være lett tilgjengelig som næringskilde for bunndyra tidlig etter løvfall. Treslag som brytes saktere ned vil komme inn som næringskilde noe senere og supplere eller avløse ora. En kantvegetasjon som er sammensatt av flere arter vil derfor gi næring over en lengre tidsperiode en homogene kanter. Den alloktone tilførselen vil også gi en større variasjon i potensielle habitater som kan utnyttes av bunndyrene. Dette vil kunne bidra til en større artsdiversitet i strandsonen.

### 5.3 Krepserdyr

På bakgrunn av de relativt få prøvene som er tatt i Maridalsvannet, er antall påviste arter (45) høyt. Til sammenligning ble det i en undersøkelse av 100 lokaliteter i Nordmarka registrert 55 arter (Jørgensen 1972). I Dokkedeltaet, som ble studert i en fireårs periode, ble det funnet 78 arter (Halvorsen et al. 1995).

Alle artene som ble funnet, er vanlige på Østlandet og de fleste er også tidligere funnet av G.O. Sars i Maridalsvannet (Sars 1864, 1903, 1918, 1992). I tillegg til artene som vi har registrert, ble også rovformene *Bythotrephes longimanus* og *Leptodora kindtii* funnet i en undersøkelse som kun omfattet zooplankton (NIVA 1984).

Mangel på litorale former på utsiden av innhegningene ga arts-messig svært forskjellige samfunn i og utenfor innhegningene. Erfaringer fra tidligere undersøkelser (Halvorsen 1980, 1981) har vist at lokaliteter med samfunnsindeks CC > 60 kan betraktes som arts-messig relativt like. Samtlige innhegninger viser således innbyrdes relativt stor likhet (jf figur 6) mens de samtidig er svært forskjellig fra forholdene utenfor innhegningene.

Det foreligger ikke studier av krepser- og bunndyrfaunaens respons på tilført biomasse i form av blader om høsten. I eutrofieringssammenheng er det imidlertid undersøkt hvilken effekt nitrater og fosfater har på bl a krepserdyrsamfunnet (Faafeng & Nilssen 1981, Faafeng et al. 1990). Tilførselen av slike stoffene gir økt algebiomasse som igjen gir mer næring til krepserdyrene.

Innhegningsforsøk har vist at tilførsel av næring gir en

økning både i biomasse og tetthet. Også i naturlige systemer har undersøkelser fra f eks temporære pytter vist at tilførsel av næring i forbindelse med oversvømmelser kan gi høye tettheter (Williams 1985, Wylie & Jones 1986, Ebert & Balko 1987).

Sammensetningen av krepsdyrfaunaen i innhegningene var karakterisert ved relativt stor andel litorale former. Dette skyldtes sannsynligvis flere forhold. For det første ville den store algebegroingen på innsiden av innhegningene gi gode nærings- og habitatforhold for litorale former. Da innhegningene hadde direkte kontakt med bunnsubstratet, ville litorale former knyttet til bunnsubstratet forholdsvis lett kunne etablere seg på innsiden av innhegningene. I tillegg ble det brukt små innhegninger slik at forholdet mellom volum og vegg ble lite og faunaen knyttet til algebelegget på innsiden av innhegningene fikk derfor stor betydning. Et tredje forhold var at litorale former også utgjorde en forholdsvis høy andel ved forsøkets start.

I Songsjøen, der det også var kontakt med bunnsubstratet, var det en tilsvarende relativt høy andel litorale former (Schartau 1994). I innhegninger uten kontakt med bunnsubstratet vil det imidlertid også etter en viss tid dukke opp litorale former (Smyly 1978).

Reduksjonen i antall individer fra mai til forsøkets start i juli skyldtes ene og alene at calanoide nauplier ble borte. Tidlig erfaring skulle tilsa ett maksimum av nauplier på dette tidspunktet (NIVA 1984). Naupliene i mai kan ha nådd copepoditt og muligens voksent stadium i juli og kan dessuten ha stått på større dyp.

Forsøket indikerte størst økning i tetthet i de innhegningene der det ble tilsatt løv. Ved avslutningen av forsøket var imidlertid tettheten i kontrollen den samme som i innhegningene tilsatt bjørk og gammel or. Dette kan ha sammenheng med at nedbrytningen går raskere i disse innhegningene enn i innhegningene tilsatt ny or.

Forholdet mellom vannlopper og hoppekreps var relativt konstant i samtlige innhegninger. Utenfor innhegningene ga økningen i cyclopoide nauplier stor overvekt av hoppekreps i slutten av september. I beskyttede deler av Dokkadeltaet var det i limnetisk sone alltid overvekt av vannlopper i månedsskiftet september / oktober. Økningen av hoppekreps på utsiden av innhegningen skyldtes høyst sannsynlig forflytninger av dyr fra dypereliggende til grunnere partier i Maridalsvannet utover høsten under fullsirkulasjonen.

Forsøket viste at det over tid skjedde en endring i den prosentvise sammensetningen av krepsdyrene. Størst forskjell var det ved avslutningen av forsøket mellom innhegningene der det var tilsatt ny or og utsiden av innhegningene. Dette hadde sammenheng med at enkelte arter var favorisert ved nedbrytningen av friskt bladmateriale (ny or).

Det var mange fellestrekk i krepsdyrsamfunnenes utvikling innenfor innhegningene, men samtidig var det også enkelte forskjeller. *Acoperus harpae* synes f eks å ha respondert raskere enn *Alonopsis elongata* på endrete betingelser ved tilsetning av

blader. *Holopedium gibberum* er et relativt ettertraktet byttedyr for fisk og økningen av denne innenfor innhegningene kan ha hatt sammenheng med fravær av fisk her.

*T. oithonoides* og *M. leuckarti* viste et sammenfallende mønster både innenfor og utenfor innhegningene. *T. oithonoides* ble ikke registrert i august, og var da sannsynligvis tilstede kun som nauplier og små copepoditter. *M. leuckarti* var dominerende cyclopoide både innenfor og utenfor innhegningene i august da den ble funnet som cop III-V. At den var borte ved i slutten av september hadde sannsynligvis sammenheng med at den hadde gått i diapause. Det er kjent at *M. leuckarti* enten går i diapause som cop IV og V (Fryer & Smyly 1954, Smyly 1961, Szlauer, 1963), eller overvintret uten diapause som cop. IV eller V (Smyly 1964, Chapman 1972, Papinska 1984). I tillegg til at den ernærer seg som predator på f eks cladocerer, kan den også leve på døde organismer og detritus (Papinska 1985). Den skulle således være favorisert av god tilgang på organisk materiale innenfor innhegningene.

Skrapprøvene viste at de litorale formene i de kvantitative prøvene stammet fra algebelegget på innsiden av innhegningene. Innhegningsforsøk i England har vist at litorale former forekommer i de frie vannmassene i forbindelse med algeoppblomstring (Smyly 1978).

Noen arter syntes å være sterkere knyttet til algebelegget enn andre. *Eurycercus lamellatus*, som var den vanligste i skrapprøvene ved siden av *A. harpae* og *A. elongata*, ble kun funnet fåtallig i de andre prøvene.



## 6 Konklusjoner

Tilsetning av løv ga i alle innhegningene en økning i krepsdyrtettheten etter en måned. Ved forsøkets avslutning var imidlertid tettheten i kontrollen den samme som i innhegningene tilsatt bjørk og gammel or. Unntak var innhegningen tilsatt ny or, der tettheten fortsatte å øke. Dette har muligens sammenheng med at nedbrytningen går saktere, men med en høyere lekkasje enn hos de eldre løvtypene. Dette kan derfor gi økt næringstilgang til vannfasen, som via økt primærproduksjon kan forklare den noe høyere krepsdyrtettheten i disse innhegningene. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til resultatene pga små individtettheter av krepsdyr ved forsøkets oppstart. Bunndyrene vil reagere langsommere på en slik tilsetning og det ble ikke påvist en slik effekt hos disse. Bunndyrtettheten i innhegningene med tilsetning av ny or var heller lavere i august noe som underbygger at ny or har en noe langsommere nedbryting enn de andre løvtypene, spesielt or og at friskt løv virker inhiberende på nedbrytningsorganismene. Effekten på bunndyrene ved tilsetning av ny or vil muligens komme seinere sammenliknet med tilsetningen av or. Tetthetene ved tilsetning av ny var ikke signifikant forskjellig fra tetthetene i kontrollen i september.

Kontakt med bunnssubstratet, algebegroing på veggene i innhegningene og stor andel litorale former ved forsøkets start kan forklare økningen av litorale former på innsiden av innhegningene. Algebegroingen synes i liten grad å være berørt av behandlingene som de enkelte innhegningene ble gitt, da kontrollene ikke skilte seg fra de øvrige innhegningene mht til sammensetningen av dyr. Det er mulig at en kvantitativ metode ville gitt visse forskjeller i tetthet.

Ved sammenlikningen mellom innhegningene og området utenfor ble det kun funnet signifikante forskjeller i de totale bunndyrtettheter den 27. august mellom innhegningene tilsatt ny or og bukta (st. 2). Dette skyldes en adderende effekt mellom bunndyrgruppene da en videre analyse ikke kunne påvise at enkeltgrupper var årsak til dette. En sammenlikning av kontrollen med de tre behandlingene viste at det den 30. september var signifikant forskjell mellom kontrollen og behandlingen med or når det gjelder den totale bunndyrtetthet. Denne forskjellen skyldtes stor tetthet av oligochaeter i innhegningene tilsatt or. En tilsvarende sammenlikning for 27. august viste også signifikant høyere tetthet av fåbørstemark ved tilsetning av or, selv om den totale bunndyrtettheten ikke var signifikant forskjellig.

Endringene i artssammensetning og samfunnsutvikling ved de forskjellige typer av løvtilsetninger gir ikke klare resultater. Det er en tendens til at tilsetningen av gammel or gir økt tilgang på næring som igjen gir økt tetthet av oligochaeter. Dette kan muligens ha sin forklaring i at denne løvtypen er mer næringsrik enn bjørkeblader og at den skiller seg fra nye oreblader ved at nedbrytningsorganismene allerede har etablert seg. Når disse får gunstige forhold i vann vil en raskere nedbryting finne sted her enn hos den friske ora. Bjørkebladene noe lavere energiinnhold vil ikke i like stor grad som or gi grunnlag for vekst i bunndyrtettheten. Kontrollinnhegningene hadde ved avslutningen av eksperimentet de laveste bunndyrtetthetene. Dette indikerer at tilsetning av bladmasse har en positiv virkning på bunndyra selv om kun tilsetningen av or viste signifikant forskjell fra kontrollen.

Det alloktone området i bukta (st. 2a) hadde et noe høyere innslag av døgnfluer og spesielt var *Asellus aquaticus* vanligere her. Dette indikerer at slike dyregrupper kan ha fordel av denne type substrat både som næring og ved økte skjulmuligheter på en ellers relativt eksponert sandbunn. Forekomsten i innhegningene vil for disse dyregruppene i stor grad avhenge av om de fanges når innhegningene etableres. Deres store mobilitet gjør at de kan flykte unna ved etableringen av innhegningene i langt større grad enn de mer permanente sedimentbeboerne. Det er grunn til å anta at f.eks. oligochaetene og nematodene blir bedre representert ved etablering av innhegningene. Innhegningenes areal tilsvarer 204 stk rørhentere, dvs. ett langt høyere tall enn det antall prøver som totalt er tatt. Mulighetene for et representativt utvalg av de permanente sedimentbeboerne i innhegningene ved eksperimentets start er derfor god. Forekomsten av de enkelte arter av f.eks. fåbørstemark i innhegningene er sannsynligvis en følge av de betingelser som de gis ved tilsetningen av de forskjellige løvtyper.

DCA - ordinasjonen der fåbørstemark er benyttet, viser at artsgrupperingen langs 1. aksens uttrykker en gradient av én eller en kombinasjon av flere faktorer som kan oppsummeres i en næringsrik / næringsfattig gradient.

Underøkelsene viser at alloktion tilførsel har en positiv effekt på tettheter av bunndyr og krepsdyr. I innhegningsforsøket ga tilsetningene av de to typene av or de største effektene. Ny or viste seg å gi de høyeste tettheter av krepsdyr ved forsøkets avslutning. For bunndyr var det i det alloktone området (st. 2a) og tilsetningen av or som ga størst effekt, spesielt fikk oligochaetene økte tettheter her. Alloktion tilførsel virker også gunstig på forekomsten av *Asellus aquaticus*, og er generelt gunstig for å sikre en større artsdiversitet, både for krepsdyr og bunndyr.

Som tidligere påpekt har de forskjellige løvtypene forskjellig næringsinnhold og forskjellig dekomponeringshastigheter. Det er derfor ønskelig å ha en velutviklet og sammensatt kantvegetasjon, som gir et variert utvalg av alloktone materialet med forskjellig nedbrytningshastighet som sikrer en mer kontinuerlig næringstilgang. En ensartet kantvegetasjon vil konsentrere tilgangen på næring til en kortere tidsperiode. En kantvegetasjon av løvtrær vil spesielt i næringsfattige lokaliteter gi en viktig tilførsel av næringsalter og organisk materiale, som igjen gir grunnlag for økt produksjon på de neste trofiske nivåer. I næringsrike lokaliteter vil effekten av en slik tilførsel være liten sammenliknet med den autoktone produksjonen.

Alloktion tilførsel vil bedre næringstilgangen for dyr som lever i overgangssonen sediment / vann og den vil bedre skjulmuligheter for disse dyra og redusere deres sårbarhet overfor predatorer. Ved bunndyras egen aktivitet og ved mekanisk påvirkning på bunnsedimentet vil det alloktone materialet innarbeides i sedimentet. For dyr som lever i sedimentet og inntar næring ved å fortære dette, vil det alloktone materialet gi grunnlag for et økt energitilskudd. Den alloktone tilførselen til litoralsonen vil videre øke variasjonen i mikrohabitater og gi grunnlag for en større artsdiversitet enn mer ensartede bunnforhold.

## 7 Sammendrag

Prosjektet "Betydningen av alloktion tilførsel fra kantvegetasjonen for bunndyr og krepsdyr i innsjøers litoralsone. Et innhegningsforsøk i Maridalsvannet i Oslo" er en del av Forskningsprogram om kulturlandskapet under Norges forskningsråd, som hadde som målsetning å undersøke hvordan utformingen av litoralsonen og spesielt kantvegetasjonen i jordbrukslandskapet påvirker de ferskvannsbiologiske prosesser og systemer, med hovedvekt på bunndyr og plankton.

Etter forundersøkelser i flere vann ble et innhegningsforsøk vurdert å være mest hensiktsmessig for en slik undersøkelse. Forsøket ble lagt til en beskyttet vik med homogen sandbunn i Maridalsvannet i Oslo kommune. Det ble etablert 8 innhegninger som to og to ble tilsatt løv fra frisk or, gammel or og bjørk. To innhegninger ble brukt til kontroll uten tilsetning av alloktont materiale.

Forut for etableringen av forsøket og gjennom forsøksperioden ble bunndyr- og planktonprøver innsamlet fra lokaliteten utenfor innhegningene som referansemateriale. Innhegningene ble satt ut 26. juli 1993, og 27. august og 30. september ble det tatt bunndyr og krepsdyrprøver fra innhegningene. Bunndyrene ble sortert til grupper mens fåbørstemarkene ble artsbestemt. Krepsdyrene ble også bestemt til art.

Analysen av det tilsatte løvet indikerte et noe høyere næringsinnhold i ny or i forhold til or og bjørk, men forskjellene var ikke signifikante.

Sammenlikninger av total bunndyrtetthet i innhegningene tilsatt løv og kontrollen viste at tilsetningen av gammelt orelov ga signifikant høyere bunndyrtetthet enn kontrollen den 30. september, mens totaltetthetene i august ikke var signifikant forskjellige. En nærmere analyse av utviklingen i tettheten innen de enkelte bunndyrgrupper i innhegningene viste at det for fåbørstemark var signifikant høyere tettheter i innhegningene tilsatt gammel or sammenliknet med kontrollen både i august og september.

DCA-ordinasjonen av arter av fåbørstemark viste en artsfordeling langs 1. akse som sannsynligvis uttrykker en næringsrik / næringsfattig gradient. Prøvene fra det alloktone området var lokalisert på den ene ytterkanten, bestemt spesielt av naididene *Nais variabilis / communis* og arter fra familien Tubificidae. Kontrollene og innhegningene med tilsetning av bjørk lå på den andre ytterkanten, bestemt av naidide-artene *Uncinaiis uncinata* og *Piguetiella blanci*.

Det var en signifikant økning i tettheten av krepsdyr ved alle de tre typene av tilsetning i innhegningene etter at forsøket hadde vart en måned. Økningen var imidlertid ikke signifikant i forhold til kontrollen i samme periode. Ved avslutningen av forsøket, etter ytterligere en måned, hadde krepsdyrtettheten i kontrollen økt videre opp til samme nivå som i innhegningene tilsatt bjørk og or hvor tetthetsøkningen hadde stagnert. I innhegningene tilsatt ny or fortsatte tetthetene å øke også i dette tidsrommet.

Artssammensetningen av vannlopper viste at innhegningene hadde en større andel av litorale former enn utenfor. Dette kan sannsynligvis tilskrives effekten av innhegning. Kontakt med

bunnsstratet, algebegroing på veggene i innhegningene og stor andel litorale former ved forsøkets start kan forklare dette.

Bunndyrene økte sine tettheter i de innhegningene der det var tilsatt løv og spesielt i de innhegningene som var tilsatt gamle oreblad. Dette ga seg særlig utslag hos fåbørstemark. For krepsdyrene var tetthetsøkningene størst ved tilsetning av friske oreblad. Lekasjeeffekten kan synes avgjørende for krepsdyrpopuleringen. Frisk or vil være seinere tilgjengelig for bunndyr, mens den gamle ora, som har en etablert fauna av nedbryningsorganismer, gir raskere utslag i tetthetsøkninger.

En variert sammensatt kantskog langs innsjøer, spesielt sjøer som er næringsfattige, vil gi et verdifullt tilskudd av energi til systemene i strandsonen over lengre tid enn en mer ensidig sammensatt kantvegetasjon.

## 8 Summary

The project, "Significance of allochthonous input from boundary vegetation for bottom dwelling animals and crustaceans in the littoral zone of lakes. An enclosure experiment in Lake Maridalsvannet in Oslo" is part of the research program on the agricultural landscape under the Research Council of Norway. The aim of the project was to investigate how the structure of the boundary vegetation in the agricultural landscape as source for allochthonous material affects the ecology of benthic and crustacean communities in the adjacent littoral zone of lakes.

Preliminary investigations in a series of lakes showed that this phenomena was difficult to study under natural conditions. For this reason, an enclosure experiment was carried out in Lake Maridalsvannet in Oslo. Eight enclosures were established in the littoral zone in a protected bay with homogeneous sandy bottoms. Old leaf litter from alder and birch and fresh, dried alder leaves were added to the enclosures, two parallel enclosures with each kind of plant material. Two enclosures were kept as controls without addition of such allochthonous material.

The enclosures were established on 26 July 1993. Previous to (19 May) and during the experiment (26 July, 27 August and 30 September) reference samples were taken from the bay outside the enclosures. Benthic fauna and crustacean samples from inside the enclosures were taken on 27 August and 30 September 1993. The benthic animals were identified to main taxonomic groups while the oligochaetes as well as the crustaceans, were identified to species level.

Analysis of the added leaf litter indicated a slightly higher content of nutrients in fresh alder compared to old alder and birch, but the differences were not significant.

Comparison of total abundance of benthic animals, relative to the controls, only showed significantly higher levels in the "old" alder enclosures in the last samples from 30 September. Analyses of the different groups of benthic animals revealed that only Oligochaeta had significantly higher abundances compared to the controls, both in August and in September.

DCA ordination based on oligochaete species showed species distributions along axes 1 which suggested an eutrophic / oligotrophic gradient. Samples from an area rich in allochthonous material outside the enclosures were situated along axes 1 at one end of the plot, caused by the naidids *Nais variabilis* / *communis* and species of Tubificidae. Samples from the controls and enclosures containing birch were placed at the opposite end of the diagram, determined by the naidids *Uncinais uncinata* and *Piguetiella blanci*.

There was a significant increase in crustacean abundances in all enclosures after one month of the experiment. However, compared with the controls, the differences in abundances between treatments were not significant. One month later, at the end of the experiment, the abundances of crustaceans in the control had increase to the same level as in the enclosures containing old alder and birch. In the controls, additional increase in abun-

dances were not observed after the first month. In the enclosures with fresh alder the abundances continued to increase during the same time period.

The species composition of cladocera showed a higher proportion of littoral species inside than outside the enclosures. This is probably largely effects of the enclosures where the area of the walls are large relative to the volume of confined water and which soon became covered by excessive growth of epiphytic alge. The inside of the wall may therefore provide food substrate and shelter for littoral forms, both the semiplanktonic and those normally associated with the sediment-water interface and who made up a large proportion of the communities at the start of the experiment. The littoral communities inside the enclosures developed a species composition that differed from those outside.

The bottom dwelling animals increased in abundances in the enclosures where leaf litter were added, particularly in the enclosures with old alder leaves. This is most pronounced among the oligochaetes. The crustaceans showed the highest increase in abundances in enclosures with fresh alder probably caused by leaching of nutrients. Fresh alder will probably be available for the benthic animals at a later stage when the leaves have been conditioned. On the other hand, "old" alder leaves have already an established fauna of decomposing organisms available as food for the benthic animals immediately after addition to the enclosures, thus giving rise the observed increase in abundance.

It is implicated that a varied boundary vegetation along the lake shores, especially in oligotrophic systems, will be beneficial for the invertebrate communities of the littoral zone. This effect will probably last for a longer period of time than in a system with a more uniform vegetation boundary.



## 9 Litteratur

- Anderson, N.H. & Sedell, J.R. 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. - *Ann. Rev. Entomol.* 24: 351-377.
- Arsyffi, T.L. & Suberkropp, K. 1984. Leaf processing capabilities of aquatic hyphomycetes: interspecific differences and influence on shredder feeding preferences. - *Oikos* 42: 144-154.
- Brabrand, Å. & Saltveit, S.J. 1983. Biologiske undersøkelser av Maridalsvannet, Oslo kommune. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 61: 1-51.
- Brabrand, Å., Faafeng, B.A. & Nilssen, J.P. 1987. Pelagic predators and interfering algae: Stabilizing factors in temperate eutrophic lakes. - *Arch. Hydrobiol.* 110: 533-552.
- Bremnes, T. & Sloreid, S.E. 1994. Fåbørstemark i ferskvann. Utbredelse i Sør-Norge. - NINA Utredning 56: 1-42.
- Brinkhurst, R.O. & Jamieson, B.G.M. 1971. Aquatic oligochaeta of the world. - Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Brinkhurst, R.O. 1971. A guide for the identification of British aquatic oligochaeta. - *Freshw. Biol. Ass., Scient. Publ.* 22: 55 s.
- Bækken, T., Fjellheim, A., Larsen, R. & Otto, C. 1979. Inn- og utførsel av organisk materiale til terskelbassenget ved Ekse, Eksingedalen. - Informasjon fra Terskelprosjektet, nr. 10, NVE-Vassdragsdirektoratet 38.
- Chapman, M.A. 1972. The Annual Cycles of the Limnetic Cyclopoid Copepoda of Loch Lomond, Scotland. - *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 57: 895-911.
- Ebert, T.A. & Balko, M.L. 1987. Temporary pools as islands in space and time: the biota of vernal pools in San Diego, Southern California. - *Arch. für Hydrobiol.* 110: 101-123.
- Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1994. Miljøovervåking Tjeldbergodden, jord- og vegetasjonsundersøkelser. - NINA Oppdragsmelding 278: 1-30.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 285: 1-68.
- Fisher, S.G. & Likens, G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.* 43: 421-439.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - *Tierwelt Deutschl.* 60: 1-501.
- Fryer, G. & Smyly, W.J.P. 1954. Some remarks on the resting stages of some freshwater cyclopoid and harpactoid copepods. - *Annals and Magazine of Natural History* 12: 65-72.
- Faafeng, B. & Nilssen, J.P. 1981. A twenty-year study of eutrophication in a deep, soft water lake. - *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.* 21: 380-382.
- Faafeng, B.A., Hessen, D.O., Brabrand, Å. & Nilssen, J.P. 1990. Biomanipulation and food-web dynamics-the importance of seasonal stability. - *Hydrobiologia* 200/201: 119-128.
- Gasith, A. & Hasler, a.d. 1976. Airborne litterfall as a source of organic matter in lakes. - *Limnol. Oceanogr.* 21: 253-258.
- Goldman, C.R. 1962. A method of studying nutrient limiting factors in situ in water columns isolated by polyethylene film. - *Limnol. Oceanogr.* 7: 99-101.
- Halvorsen, G. 1980. Planktoniske og litorale krepsdyr innenfor vassdragene Etna og Dokka. - *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp.* 11: 1-95.
- Halvorsen, G. 1981. Hydrografi og evertebrater i Lyngdalsvassdraget i 1978 og 1980. - *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp.* 26: 1-89.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.-E. & Walseng, B. 1995. Limnologiske undersøkelser i Dokkadeltaet, Randsfjorden, og betydningen av redusert vanngjennomstrømming og tilførsel av alloktont materiale. - NINA Forskningsrapport (under arbeid).
- Hassage, R.L. & Harrel, R.C. 1986. Allochthonous leaves as a substrate for macrobenthos. - *J. Freshwat. Ecol.* 3: 453-466.
- Herbst, H.V. 1976. Blattfüßkrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüßer und Wasserflöhe). - *Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart*, 130 s.
- Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P. & Tjomsland, T. 1980. Gudbrandsdalslågen og Mjøsa. Resipientvurderinger i forbindelse med reguleringsinngrep i Jotunheimen. - NIVA-Rapport 0-79079: 1-212.
- Hynes, H.B.N. 1963. Imported organic matter and secondary productivity in streams. - *Proc. XVI Int. Congr. Zool.* 4: 324-329.
- Hynes, H.B.N., Kaushik, N.K., Lock, M.A., Lush, D.L., Stocker, Z.S.J., Wallace, R.R. & Williams, D.D. 1974. Benthos and allochthonous organic matter in streams. - *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 545-553.
- Hågvar, S. & Kjøndal, B.R. 1981. Decomposition of birch leaves: dry weight loss, chemical changes, and effects of artificial acid rain. - *Pedobiologia* 22: 232-245.
- Jaccard, P. 1932. Die Statistische-floristische Methode als Grundlage der Pflanzensoziologie. - *Handb. Biol. Arbeitsmeth.* 5: 162-202.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. 1987. Data analysis in community and landscape ecology. *Pudoc Wageningen*.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og litorale Crustacea-samfunn under gjengroing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi (upubl.), Univ. i Oslo.
- Kaushik, N.K. & Hynes, H.B.N. 1971. The fate of dead leaves that fall into streams. - *Arch. Hydrobiol.* 68: 465-515.
- Kiefer, F. 1973. Ruderfüßkrebse (Copepoden). - *Kosmos-Verlag, Franckh, Stuttgart*, 99 s.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. - *Elster, H. J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer* 26: 1-343.
- Larsson, P. & Tangen, K. 1975. The input and significance of particulate terrestrial organic carbon in a subalpine freshwater ecosystem. - I Wielgolaski, F.E. (red.): *Ecological studies. Analysis and synthesis*, vol 16. Fennoscandian Tundra Ecosystems, part 1: 351-359.
- Lundgren, A. 1985. Model ecosystems as a tool in freshwater and marine research. - *Arch. Hydrobiol.* 70: 157-196.
- Løvstad, Ø. & Wold, T. 1993. Eutrofiering - planteplankton i innsjøer 1980-1992. Oslo kommune. Oslo vann- og avløpsverk, seksjon for miljøtilsyn. 30 s.
- Mathews, C. & Kowalczewski, A. 1969. The disappearance of leaf litter and its contribution to production in the River Thames. *J. Ecol.* 57: 543-552.
- McQueen, D.J., Post, J.R. & Mills, E.L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. - *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 43: 1571-1581.

- Milbrink, G. 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. - *Hydrobiol.* 102: 89-97.
- Minshall G.W. 1967. Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. *Ecology* 48: 139-149.
- Nelson, D.L. & Scott, D.S. 1962. Role of detritus in the productivity of a rock-outcrop community in a piedmont stream. - *Limnol. Oceanogr.* 7: 396-413.
- NIVA 1961. En undersøkelse av Maridalsvannet som drikkevannskilde, 1959-60. Rapport 0-92. 120 s.
- NIVA 1984. Limnologisk forskning i Maridalsvatnet. Delrapport 3/84. Dyreplankton 1981. NIVA F-81424, 20 s.
- Norris, R.H. & Georges, A. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. - I Rosenberg, D.M. & Resh, V.H., red. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman & Hall, New York. s. 234-286
- OVA, 1994. Rapport om drikkevannet i Oslo år 1993. Oslo vann- og avløpsverk, seksjon for miljøltilsyn. 24 s.
- Papinska, K. 1984. The life cycle and the zones of occurrence of *Mesocyclops leuckarti* Claus (Cyclopoida, Copepoda). - *Ekol. pol.* 32: 493-531.
- Papinska, K. 1985. Carnivorous and detritivorous feeding of *Mesocyclops leuckarti* Claus (Cyclopoida, Copepoda). - *Hydrobiologia* 120: 249-257.
- Pennak, R.N. 1957. Species composition of limnetic zooplankton communities. - *Limnol. Oceanogr.* 2: 222-232.
- Petersen, R.C. & Cummins, K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. - *Freshwat. Biol.* 4: 343-368.
- Pieczynska, E. 1986. Sources and fate of detritus in the shore zone of lakes. - *Aquat. Bot.* 25: 153-166.
- Pieczynska, E. 1993. Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: a review. - *Hydrobiologia* 251: 49-58.
- Pieczynska, E., Balcerzak, D., Kolodziejczyk, A., Olszewski, Z. & Rybak, J.I. 1984. Detritus in the littoral of several Masurian lakes (sources and fates). - *Ekol. pol.* 32: 387-440.
- Rossi, L. & Fano, A.E. 1979. Role of fungi in the trophic niche of the congeneric detritivorous *Asellus aquaticus* and *A. coxalis* (Isopoda). - *Oikos* 32: 380-385.
- Rylov, W.M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.
- Sars, G.O. 1864. Beretning om en i Sommeren 1863 foretagen Reise i Christiania Stift. - Johan Dahl, Christiania.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. - Bergen, 171 s.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. - Bergen, 225 s.
- Sars, G.O. 1992. On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania. - John Grieg Produksjon AVS, Bergen.
- Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium belastning på litorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Feltforsøk utført i innhegninger. - NINA - forskningsrapport 55: 67 s.
- Short, R.A., Canton, S.P. & Ward, J.V. 1980. Detrital processing and associated macroinvertebrates in a Colorado mountain stream. - *Ecology* 61: 727-732.
- Slored, S.-E. 1994. Oligochaete response to changes in water flow in the Dokka delta, lake Randsfjorden (Norway), caused by hydroelectric power development. - *Hydrobiologia* 278: 243-249.
- Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974, 644 s.
- Smock, L.A. & Harlowe, K.L. 1983. Utilization and processing of freshwater wetland macrophytes by the detritivore *Asellus forbesi*. - *Ecology* 64: 1556-1565.
- Smyly, W.J.P. 1961. The life-cycle of the freshwater copepod *Cyclops leuckarti* in Esthwaite water. - *J. animal. ecol.* 30: 153-169.
- Smyly, W.J.P. 1964. An investigation of some benthic entomostraca of three lakes in Northern Italy. - *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 17: 33-56.
- Smyly, W.J.P. 1976. Some effects of enclosure on the zooplankton in a small lake. - *Freshwat. Biol.* 6: 241-251.
- Smyly, W.J.P. 1978. Further observations on limnetic zooplankton in a small lake and two enclosures containing fish. - *Freshwat. Biol.* 8: 491-495.
- Stepanek, M. & Zelinka, M.S. 1961. Limnological study of the reservoir Sedlice near Zeliv. XVIII. The development of phytonanoplankton in silon bags. (Tsjekkoslovakisk.). - *Sbornik Vys. Skoly Chem. Technol. Praze. Oddil Technol. vody (Sci. Pap. Inst. Chem Street, M. & Titmus, G. 1982. A field experiment on the value of allochthonous straw as a food and substratum for lake macroinvertebrates. - Freshwater Biology 12: 403-410.*
- Szczepanski, A. 1965. Deciduous leaves as a source of organic matter in lakes. - *Bull. Acad. Pol. Sci. Cl.* 2 13: 215-217.
- Szlauer, L. 1963. The resting stages of Cyclopoida in Stary Dwór Lake. - *Pol. Arch. Hydrobiol.* 11 (14): 385-394.
- Särkkä, J. 1987. The occurrence of oligochaetes in lake chains receiving pulp mill waste and their relation to eutrophication on the trophic scale. - *Hydrobiologia* 155: 259-266.
- ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial)(detrendent)(canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). - TNO Institute of Applied Computer Sci.
- Thomas, E.A. 1958. Das plankton-test-lot, ein Gerät zum studium des verhaltes von planktonorganismen in sec. - *Monatsbull. Schweiz. ver. gas-u. Wasserfachm., Nr.* 1, 85.
- Triska, F.J. & Sedell, J.R. 1976. Decomposition of four species of leaf in response to nitrate manipulation. - *Ecology* 57: 783-792.
- Wavre, M. & Brinkhurst, R.O. 1971. Interactions between some tubificid oligochaetes and bacteria found in the sediments of Toronto Harbour, Ontario. - *J. Fish. Res. Bd. Canada* 28: 335-341.
- Webster, J.R. & Benfield, E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567-594.
- Whittaker, R.H. & Fairbanks, C.W. 1958. A study of plankton copepod communities in the Columbia Basin, Southeastern Washington. - *Ecology* 39: 46-65.
- Williams, W.D. 1985. Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semi-arid and arid regions. - *Hydrobiologia* 125: 85-110.
- Wylie, G.D. & Jones, J.R. 1986. Limnology of a wetland complex in the Mississippi alluvial valley of southeast Missouri. - *Arch. für Hydrobiol, Suppl.* 74: 288-314.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Second Edition - Prentice-Hall International, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. - *Sommerfeltia supplement 1: 233 s.*

# Vedlegg 1

Gjennomsnittlig antall individer pr. m<sup>2</sup> av ulike bunndyrgrupper i innhegningene og ved de to stasjonene utenfor innhegningene for innsamlingsperiodene i 1993.

Average number of individuals per m<sup>2</sup> of benthic animal groups in the enclosures and at the two stations outside the enclosures for the sampling periods in 1993.

	Stasjon 2				Stasjon 2a			
	19-5	26-7	27-8	30-9	19-5	26-7	27-8	30-9
Nematoda	3156	4758	10894	5044	2341	6500	2496	1976
Oligochaeta	4479	3562	5356	2262	6312	13624	6552	4316
Bivalvia	1323	676	1274	1014	407	260	312	728
Hydracarina			26				52	
Asellus		364	78	52	204	4212	156	2392
Odonata	102	78	26	52		208		
Ephemeroptera	662	364	1378	1690	1018	2600	1560	2808
Coleoptera					102			
Trichoptera	255	312	260	442	204	104	832	884
Megaloptera				26				
Chironomidae	4327	4654	2834	11180	1222	5980	4160	4004
Ceratopogonidae	662	988	1326	728	102	1664	312	936
<b>Totalt pr m<sup>2</sup></b>	<b>14965</b>	<b>15756</b>	<b>23452</b>	<b>22490</b>	<b>11911</b>	<b>35152</b>	<b>16432</b>	<b>18096</b>

	Bjørk		Ny or		Or		Kontroll	
	27-8	30-9	27-8	30-9	27-8	30-9	27-8	30-9
Nematoda	4030	2513	1343	2167	3727	5200	4897	2427
Oligochaeta	2123	823	1863	2427	6890	7020	1560	303
Bivalvia	1300	1213	607	303	1170	433	1690	173
Hydracarina								
Asellus					433	87		
Odonata								
Ephemeroptera	173	477	477	1213	1647	1993	433	477
Coleoptera								
Trichoptera	43	217	43	43	217	303	43	0
Megaloptera								
Chironomidae	1213	15470	1387	13997	2383	13130	1430	7020
Ceratopogonidae	1387	1257	607	1170	1733	1907	1213	1907
<b>Totalt pr m<sup>2</sup></b>	<b>10227</b>	<b>21753</b>	<b>6283</b>	<b>21277</b>	<b>17550</b>	<b>29683</b>	<b>11223</b>	<b>12307</b>



## Vedlegg 2

Gjennomsnittlig antall individer pr m<sup>2</sup> av arter/taxa av fåbørstemark i innhegningene og ved de to stasjonene utenfor innhegningene for innsamlingsperiodene i 1993.

Average number of individuals per m<sup>2</sup> of the species/taxa of Oligochaeta in the enclosures and at the two stations outside the enclosures for the sampling periods in 1993.

Art/Dato	Stasjon 2				Stasjon 2a			
	19-05	26-07	27-08	30-09	19-05	26-07	27-08	30-09
Lumbriculus variegatus (Müll.)			52	52	305	520	104	416
Stygodrilus heringianus Clap.	153	208	130	156				52
Limnodrilus sp.	51	156	520		407	1404	364	1092
LLimnodrilus hoffmeisteri Clap.		52				104		
Tubifex ignotus (Stolc)	713	26			3665	52	416	832
Tubifex sp.	356	130	26		102	208	104	52
Haber sp.		156	390			104		
Spirosperma ferox (Eisen)	1171	598	468	52		2184		
Tub. m. hårseta		26					2964	728
Chaetogaster sp.			26	52	102		260	52
Pristina sp.		104	52			208		
Uncinai uncinata (Ørst.)		104	312					
Slavina appendiculata (Ude.)			26			52		
Ripistes parasita (Schmidt)		78	182	26				
Specaria josinae (Vej.)	102				102			
Piguetiella blanci (Pig.)	967	1092	2574	1326		104		52
Stylaria lacustris (Linn.)	51	78	156		102	1196	572	52
Vejdovskya commata (Vej.)						312		208
N.variabilis/communis Piguet					509	520	364	
Naididae indet			52					
Cognettia sp.	102	260	208	208	814	2756	1352	364
Cernovitoviella sp.	764	416	156	390	204	3276		52
Indet	51	78	26			624	52	364
<b>Totalt pr m<sup>2</sup></b>	<b>4479</b>	<b>3562</b>	<b>5356</b>	<b>2262</b>	<b>6312</b>	<b>13624</b>	<b>6552</b>	<b>4316</b>

Art/Dato	Bjørk		Ny or		Or		Kontroll	
	27-08	30-09	27-08	30-09	27-08	30-09	27-08	30-09
Lumbriculus variegatus (Müll.)				87	87	87		43
Stygodrilus heringianus Clap.	43		173	130	823	737		43
Limnodrilus sp.								
LLimnodrilus hoffmeisteri Clap.								
Tubifex ignotus (Stolc)							43	
Tubifex sp.	43		87		130	563		
Haber sp.			290	87	563	390		
Spirosperma ferox (Eisen)	43		173	563	737	390		
Tub. m. hårseta			520			43		
Chaetogaster sp.	43							
Pristina sp.						87		
Uncinai uncinata (Ørst.)			87					
Slavina appendiculata (Ude.)				130				
Ripistes parasita (Schmidt)			173	43				
Specaria josinae (Vej.)					43			
Piguetiella blanci (Pig.)	1950	823	173	520	997	650	1430	130
Stylaria lacustris (Linn.)					130	43		
Vejdovskya commata (Vej.)					87	43		
N.variabilis/communis Piguet								
Naididae indet								
Cognettia sp.			87	563	1127	867	43	
Cernovitoviella sp.				260	1863	2990	43	87
Indet					303	130		
<b>Totalt pr m<sup>2</sup></b>	<b>2123</b>	<b>823</b>	<b>1863</b>	<b>2427</b>	<b>6890</b>	<b>7020</b>	<b>1560</b>	<b>303</b>

## Vedlegg 3

Krepsdyrfaunaen ved seks stasjoner i Maridalsvannet i 1992.

The crustacean fauna at six localities in Lake Maridalsvannet in 1992.

	st.1	st. 2	st. 3	st. 4	st. 4	st. 5	st. 6
<b>Cladocera</b>							
<i>Latona setifera</i> (O.F.M.)			x				
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)		x				x	
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	x	x		x		x	x
<i>Daphnia cristata</i> Sars	x			x		x	
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)			x	x			
<i>Simoccephalus vetula</i> (O.F.M.)						x	
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	x	x	x	x		x	x
<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars		x		x		x	
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)		x	x	x		x	
<i>Alona affinis</i> (Leydig)		x		x		x	x
<i>Alona guttata</i> Sars				x			
<i>Alona intermedia</i> Sars			x				
<i>Alona quadrangula</i> (O.F.M.)			x			x	
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	x						
<i>Alonella nana</i> (Baird)		x		x		x	x
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	x						
<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler		x		x		x	x
<i>Chydorus piger</i> Sars				x		x	
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)	x		x			x	
<i>Eurycercus lamellatus</i> (A.F.M.)	x	x		x		x	x
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)				x			
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird)						x	
<i>Rhynchotalona falcata</i> Sars		x		x			
<b>Copepoda</b>							
calanoida							
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	x	x		x		x	
<i>Heterocope appendiculata</i> (Sars)	x		x	x		x	x
cyclopoida							
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jur.)			x				
<i>Eucyclops denticulatus</i> (A. Graet.)		x	x	x		x	
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars)	x	x	x	x	x	x	
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)		x			x		
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fisch.)		x	x				
<i>Acanthocyclops capillatus</i> (Sars)				x		x	x
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	x	x	x	x		x	x
<b>Antall arter</b>	<b>11</b>	<b>16</b>	<b>13</b>	<b>20</b>	<b>2</b>	<b>21</b>	<b>9</b>

## Vedlegg 4

Forklaringer til tekst og forkortelser i tabeller og figurer.  
Explanations to text and abbreviations in tables and figures.

<b>Vannlopper</b>	<b>Cladocera</b>	<b>Fåbørstemark</b>	<b>Oligochaeta</b>	<b>Prøvetyper</b>	<b>Type of samples</b>
Acr har	Acroperus harpae (Baird)	Cer sp.	Cernosvitoviella sp.	S	Station 2
Alo aff	Alona affinis (Leydig)	Cha sp.	Chaetogaster sp.	A	Station 2a
Alo cos	Alona costata Sars	Cog sp.	Cognettia sp.	N	Fresh alder
Alo elo	Alonopsis elongata Sars	Hab sp.	Haber sp.	B	Birch
Alo exc)	Alonella excisa (Fischer)	Lim hof	LLimnodrilus hoffmeisteri Clap.	O	Alder
Alo gut	Alona guttata Sars	Lim sp.	Limnodrilus sp.	K	Control
Alo int	Alona intermedia Sars	Lum var	Lumbriculus variegatus (Müll.)	OS	Alder wall samples
Alo nan	Alonella nana (Baird)	Nai ind	Naididae indet	NS	Fresh alder wall samples
Alo qua	Alona quadrangula (O.F.M.)	Nai vco	N.variabilis/commonis Piguat	BS	Birch wall samples
Alo rec	Alona rectangula Sars	Pig bla	Piguatiella blanci (Pig.)	KS	Control wall samples
Anc ema	Anchistropus emarginatus Sars	Prisp.	Pristina sp.		
Bos lon	Bosmina longirostris (O.F.M.)	Rip par	Ripistes parasita (Schmidt)	Bjørk	Birch
Bos lon	Bosmina longispina Leydig	Sla app	Slavina appendiculata (Ude.)	Or	Alder
Cam rec	Camptocercus rectirostris Schoedler	Spe jos	Specaria josinae (Vej.)	Ny or	Fresh alder
Cer pul	Ceriodaphnia pulchella Sars	Spi fer	Spirosperma ferox (Eisen)	Kontroll	Control
Cer qua	Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	Sty her	Stylodrilus heringianus Clap.		
Chy lat	Chydorus latus Sars	Sty lac	Stylaria lacustris (Linn.)		
Chy pig	Chydorus piger Sars	Tub hår	Tub. m. hårseta (with haisetae)		
Chy sph	Chydorus sphaericus (O.F.M.)	Tub ign	Tubifex ignotus (Stolc)		
Dap cri	Daphnia cristata Sars	Tub sp.	Tubifex sp.		
Dap lon	Daphnia longispina (O.F.M.)	Unc unc	Uncinails uncinata (Ørst.)		
Eur lam	Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	Vej com	Vejdovskiyella commata (Vej.)		
Gra tes	Graptoleberis testudinaria (Fischer)				
Hol gib	Holopedium gibberum Zaddach	<b>Grupper</b>	<b>Groups</b>		
Lat set	Latona setifera (O.F.M.)	Ase	Asellus aquaticus (L.)		
Mon dis	Monospilus dispar	Biv	Bivalvia		
Oph gra	Ophryoxus gracilis Sars	Cer	Ceratopogonidaer		
Pol ped	Polyphemus pediculus L.	Chi	Chironomidae		
Pse glo	Pseudochydorus globosus (Baird)	Eph	Ephemeroptera		
Rhy fal	Rhynchotalona falcata Sars	Hyd	Hydracarina		
Sid cry	Sida crystallina (O.F.M.)	Nem	Nematoda		
Sim vet	Simocephalus vetula (O.F.M.)	Odo	Odonata		
		Oli	Oligochaeta		
		Tri	Tricoptera		
<b>Hoppekreps</b>	<b>Copepoda</b>				
<b>calanoida</b>	<b>calanoida</b>				
Eud gra	Eudiaptomus gracilis Sars				
Het app	Heterocope appendiculata (Sars)				
<b>cyclopoida</b>	<b>cyclopoida</b>				
Aca cap	Acanthocyclops capillatus (Sars)				
Cyc scu	Cyclops scutifer Sars				
Euc den	Eucyclops denticulatus (A. Graet.)				
Euc mac	Eucyclops macrurus (Sars)				
Euc ser	Eucyclops serrulatus (Fisch.)				
Euc spe	Eucyclops speratus (Lillj.)				
Mac alb	Macrocylops albidus (Jur.)				
Meg gig	Megacyclops gigas (Claus)				
Mes leu	Mesocyclops leuckarti (Claus)				
Par fim	Paracyclops fimbriatus (Fisch.)				
The oit	Thermocyclops oithonoides (Sars)				

ISSN 0805-469X  
ISBN 82-426-0591-2

011

*NINA*  
*FAGRAPPORT*

NINA Hovedkontor  
Tungasletta 2  
7005 TRONDHEIM  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefax: 73 91 54 33

NINA  
Boks 1037 Blindern  
0315 Oslo  
Telefon: 22 85 46 84  
Telefax: 22 85 60 16

**NINA**  
Norsk institutt  
for naturforskning