



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 758/99

Oppdragsgivere

Oppland Energiverk
Randsfjordforbundet
Forening til Randsfjordens regulering
Fylkesmannen i Oppland
Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon NIVA

Vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet i perioden 1988-98



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel Vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet i perioden 1988-98. (Overvåkingsrapport nr. 758/99. TA-1628/1999).	Løpenr. (for bestilling) 4014-99	Dato Mars 1999
	Prosjektnr. Undemr. O-92078	Sider Pris 50
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik og Sigurd Rognerud	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oppland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oppland Energiverk, Randsfjordforbundet, Foreningen til Randsfjordens Regulering, Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen og Statens forurensningstilsyn.	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

Det ble observert små algemengder og en algesammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer i Dokkfløymagasinet i 1998. Konsentrasjonen av fosfor og humus har avtatt de siste to årene, mens siktedypet har økt. Mengden krepsdyrplankton har blitt redusert med ca. 50 % sammenliknet med i 1991. Til sammen tyder dette på at reguleringseffekten har passert toppen. Vannkvaliteten i Flubergfjorden har blitt mere sårbar for forurensninger fra det lokale nedbørfeltet etter Dokka-reguleringen, først og fremst pga. mindre vanntilførsler fra de øvre delene av nedbørfeltet i sommerperioden. Algemengdene økte i perioden 1988-97, og det ble enkelte år observert markerte algeoppblomstringer spesielt av gullalgen *Uroglena americana*. I 1998 var algemengdene mindre, og vannkvaliteten var kjemisk sett god, men konsentrasjonene av fekale indikatorbakterier var tidels høye. Vurdert ut fra siktedyp, konsentrasjoner av fosfor, mengde og sammensetning av alger samt innhold av fekale indikatorbakterier kan vannkvaliteten karakteriseres som meget god ved hovedstasjonen i Randsfjorden i 1998. Situasjonen har i hovedsak vært stabil med hensyn til mengde og sammensetning av alger i perioden 1988-98. Middelskonsentrasjonen av fosfor økte imidlertid i perioden 1994-97, men avtok igjen i 1998. Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser har ikke endret seg vesentlig i 1990-årene, mens konsentrasjonen av silikat har gått ned.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forurensningsovervåking 2. Randsfjorden og Dokkfløymagasinet 3. Vannkraftregulering 4. Vannkjemi og plankton 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Pollution monitoring 2. Lake Randsfjorden and the Dokkfløy reservoir 3. Hydropower regulations 4. Water chemistry and plankton
---	---


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningsjef

**Vannkvaliteten i Randsfjorden og
Dokkfløymagasinet i perioden 1988-98**

Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten i Dokkfløymagasinet og Randsfjorden i perioden 1988-98. Det er tidligere utgitt seks årsrapporter fra overvåkingen i årene 1992-97. Rapporten bygger videre på de undersøkelsene av vannkvaliteten som ble gjort i forbindelse med Dokka-reguleringen i perioden 1988-91. Prosjektet er finansiert av Oppland Energiverk, Randsfjordforbundet, Foreningen til Randsfjordenes Regulering og Fylkesmannen i Oppland/Statens forurensningstilsyn.

Årsrapportene for årene 1994-97 inneholdt først et kort sammendrag med de viktigste konklusjonene og deretter figurer og tabeller som beskrev årets resultater og tidsutviklingen uten nærmere kommentarer. For årets rapport ønsket oppdragsgiverne å øke omfanget av rapporteringen slik at det kunne foretas en grundigere gjennomgang og vurdering av utviklingen i vannkvaliteten for hele perioden 1988-98.

Næringsmiddeltilsynet for Hadeland og Land har utført de bakteriologiske analysene. De kjemiske vannanalysene er foretatt av ØST-LAB as på Hamar og NIVAs laboratorium i Oslo. Pål Brettum (NIVA Oslo) og Jarl Eivind Løvik (NIVA Østlandsavdelingen) har analysert henholdsvis planteplankton og dyreplankton. Personalet ved NIVA Østlandsavdelingen har stått for prøveinnsamlingen og utarbeidelsen av rapporten.

Ottestad, mars 1999

Jarl Eivind Løvik Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
2. Resultater	10
2.1 Meteorologiske forhold	10
2.2 Siktedyp og generell vannkjemi	12
2.3 Næringsalter og klorofyll	15
2.4 Planteplankton	18
2.5 Sammenlikning med andre innsjøer	22
2.6 Krepserplankton	23
2.7 Fekale indikatorbakterier	28
2.8 Miljøgifter i sedimenter	28
3. Diskusjon	29
4. Litteratur	33
5. Vedlegg	37

Sammendrag

Hensikten med denne undersøkelsen har vært å registrere vannkvaliteten og forurensningsgraden av næringsalter i Dokkfløymagasinet og Randsfjorden. Rapporten omhandler resultatene fra overvåkingen i 1998, men disse er også samholdt med resultatene fra tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrenden i forurensningsgraden. Vurderingene er gjort på grunnlag av observasjoner av siktedyp, generell vannkjemi, næringsalter, plankton og innhold av fekale indikatorbakterier i vekstsesongen (juni-oktober). Overvåkingen har vært gjennomført ved en lokalitet i Dokkfløymagasinet og to lokaliteter i Randsfjorden (Flubergfjorden og hovedstasjonen utenfor Grymyr).

Vekstsesongen 1998 var preget av en kjølig værtype og relativt store nedbørmengder og stor vanntilførsel til Randsfjorden i sommerhalvåret.

I de to siste årene har konsentrasjonene av fosfor og humus blitt redusert i Dokkfløymagasinet, mens siktedypet har økt. Algemengdene var i 1998 omtrent like store som i Dokkfløyvatnet før regulering og klart mindre enn i 1996 og 1997. Biomassen av krepsdyrplankton har de senere årene blitt redusert med ca. 50 % sammenliknet med biomassen i 1991. Til sammen tyder dette på at reguleringseffekten i Dokkfløymagasinet i hovedsak er passert. Det vil si at prosessen med utvasking av næringsalter, humus og dødt organisk materiale fra de neddemte arealene samt sekundæreffekter av dette i form av økt planktonproduksjon har kulminert. Ut fra mengde og sammensetning av planteplankton og konsentrasjoner av næringsalter kan Dokkfløymagasinet i 1998 karakteriseres som en næringsfattig innsjø med meget god vannkvalitet i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier.

Flubergfjordens vannkvalitet var betydelig påvirket av anleggsdriften og stor sommervannføring i 1988. Dette førte bl.a. til høye konsentrasjoner av partikler og fosfor og dårlig sikt i vannet. Vannkvaliteten bedret seg de neste årene, men ble gradvis dårligere utover på 1990-tallet til og med 1997. Dette gav seg først og fremst utslag i økte algemengder og oppblomstringer spesielt av gullalgen *Uroglena americana* enkelte år. I samme perioden økte også konsentrasjonen av fosfor, og innholdet av fekale indikatorbakterier i vannet var betydelig særlig i etterkant av regnvær og stor avrenning. I vekstsesongen 1998 var algemengdene mindre, og det ble ikke registrert markerte oppblomstringer av noen arter. Konsentrasjonen av fosfor var også lav i 1998, mens konsentrasjonen av fekale indikatorbakterier var relativt høy spesielt i midten av september etter et kraftig regnvær. Denne delen av Randsfjorden ser ut til å ha blitt mere sårbar for tilførsler av forurensninger fra nærområdet etter Dokka-utbyggingen. Reguleringen har ført til at vannutskiftingen har blitt mindre i vekstsesongen for alger samtidig som en del av det "fortynnende" fjellvannet tilføres på vinteren i stedet for vår og sommer som tidligere. I tillegg har sannsynligvis de totale fosfortilførslene fra den øvre delen av nedbørfeltet vært høyere i en periode pga. utvasking fra de neddemte arealene i Dokkfløymagasinet. Samlet sett har Dokka-utbyggingen derfor ført til at det skal mindre til av økte fosfortilførsler før det kan oppstå uønskede algeoppblomstringer og dermed dårligere vannkvalitet i Flubergfjorden. Mulighetene for å "fortynne" fekale forurensninger f.eks. fra kloakkutslipp eller sig fra gjødselkjellere har også blitt mindre i sommerhalvåret etter reguleringen.

Ved hovedstasjonen i Randsfjorden har situasjonen i hovedsak vært stabil både med hensyn til algemengder og den relative sammensetningen av alger i perioden fra 1988 til og med 1998. Mengden og sammensetningen av alger har vært karakteristisk for næringsfattige innsjøer, og ut fra middelverdier av fosfor, algemengder målt som klorofyll-a, siktedyp og fekale indikatorbakterier kan vannkvaliteten betegnes som meget god. Konsentrasjonen av humus så ut til å være en viktig faktor for de årlige variasjonene i siktedypet ettersom algemengdene og konsentrasjonen av uorganiske partikler har variert lite. Middelkonsentrasjonen av fosfor økte ved hovedstasjonen også i perioden

1992-97, men den var lav i 1998. Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser har ikke endret seg vesentlig i 1990-årene, mens konsentrasjonen av silikat har avtatt ca. 20 %.

Endringene i krepsdyrplanktonets sammensetning i Randsfjorden som har skjedd i løpet av de siste ca. 10 årene har trolig i stor grad sammenheng med økende beitepress fra planktonspisende fisk som følge av en stadig økning i sikbestanden. Forskjellene i artssammensetning mellom Flubergfjorden og hovedstasjonen skyldes antagelig også for en stor del at beitepresset fra planktonspisende fisk hele tiden har vært større i Flubergfjorden enn på hovedstasjonen. Begge lokalitetene hadde i 1998 en artssammensetning som er vanlig i næringsfattige innsjøer i likhet med tidligere år. Størrelsesfordelingen innen krepsdyrplanktonet tydet på at beitepresset fra planktonspisende fisk var betydelig på begge stasjonene, men enda mer utpreget i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen.

Undersøkelsen av miljøgifter i sedimenter i 1994 viste at konsentrasjonen av de organiske mikroforurensningene PCB og PAH var lave både i Flubergfjorden og ved Jevnaker. Påslaget av forurensninger var lite i Flubergfjorden for alle de undersøkte metallene med unntak av kvikksølv og sink som hadde moderate påslag. Ved Jevnaker ble det i sedimentet registrert moderat forurensning av metallene kadmium, sink, kvikksølv, nikkel og selen, mens forurensningsgraden var stor for bly og antimon. Forurensningen med kvikksølv skyltes antagelig først og fremst atmosfærisk nedfall av langtransporterte forurensninger. For elementene arsen, bly, selen, kadmium og sink skyltes forurensningen sannsynligvis både lokale kilder til luft og vann og noe langtransporterte forurensninger, mens forurensningen trolig var hovedsakelig lokalt betinget (lokal industri) for elementene nikkel og antimon.

Summary

Title: The water quality of lake Randsfjorden and the Dokkløy reservoir during years 1988-98.

Year: 1999

Author: Jarl Eivind Løvik and Sigurd Rognerud

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3613-9

The phytoplankton biomass in the Dokkløy reservoir was low in 1998 and the species composition was characteristic for an oligotrophic lake. During last years concentrations of phosphorus and humic substances have declined, whereas Secchi disc transparency has increased. Mean crustacean plankton biomass has declined approximately 50 % compared to mean biomass in 1991. These observations indicate that the effect of the impoundment has culminated.

The water quality of the northern part of Lake Randsfjorden (Flubergfjorden) has become more vulnerable to discharges of phosphorus and fecal pollution from domestic waste water and runoff from agriculture. This is mainly caused by reduced water supplies from the upper mountain and forested areas during summer months as a consequence of the hydropower regulations of the catchment area. Phytoplankton biomass increased through the years 1988 to 1997, and in some years marked algal blooms, especially by the chrysophyte *Uroglena americana*, were observed. In 1998 the algal biomass was lower and the water quality was good except for high concentrations of faecal indicator bacteria at some occasions.

Based on mean values for Secchi disc transparency, total phosphorus, faecal indicator bacteria, and algal biomass and species composition, the water quality at the main station of Lake Randsfjorden can be characterised as very good in 1998. With respect to phytoplankton biomass and the composition of main phytoplankton groups the situation seems to have been stable at the main station through the years 1988 to 1998. Mean concentration of phosphorus increased during the years 1994 to 1997, but decreased again in 1998. The concentrations of nitrate and total nitrogen have not changed significantly during the last ten years, whereas the concentrations of silica have decreased.

1. Innledning

Bakgrunn

Den pågående overvåkingen av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet startet i 1992, og er en videreføring av undersøkelsene i forbindelse med Dokka-reguleringene i 1988-91 (Rognerud et al. 1992). Neddemningen av store landområder i Dokkfløymagasinet førte til at vannet i magasinet ble mer humusrikt og fikk høyere konsentrasjoner av næringssalter enn Dokkfløyvatnet hadde tidligere. Reguleringen innebar utvasking av næringssalter fra de neddemte områdene, og det gav sekundære effekter i form av økt produksjon av alger, dyreplankton og fisk (reguleringseffekten). Utviklingen av vannkvaliteten i Randsfjordens nordre deler (spesielt Flubergfjorden) er bl.a. avhengig av vannkvaliteten i Dokkfløymagasinet. De økte konsentrasjonene av næringssalter i Dokkfløymagasinet førte også til økt transport av næringssalter til Flubergfjorden.

Undersøkelsene i forbindelse med Dokka-reguleringen i 1988-91 viste at variasjonene i nedbørmengder og dermed avrenning fra landområdene også hadde stor innflytelse på vannkvaliteten i Randsfjorden. I perioden 1988-97 ble det registrert en betydelig økning i algemengdene i Flubergfjorden, og i 1997 ble de største mengdene observert i forbindelse med en oppblomstring av gullalgen *Uroglena americana* i slutten av juli. På denne tiden kom det også meldinger om at badende hadde lagt merke til store algemengder og fiskeslo-liknende lukt ved Odnes. Det ble også registrert en økning i middelkonsentrasjonen av fosfor i Flubergfjorden i perioden 1994-97. På denne bakgrunnen ble det i årsrapporten for 1997 bl.a. konkludert med at situasjonen syntes labil, og at små økninger i belastningen av næringssalter i kombinasjon med pent og varmt vær raskt kunne føre til uønskede tilstander.

Mengden og sammensetningen av alger ved hovedstasjonen i Randsfjorden har vært i samsvar med det som er vanlig i næringsfattige innsjøer. Situasjonen synes i hovedsak å ha vært stabil både med hensyn til algemengder og den prosentvise sammensetningen av algegrupper i perioden 1988-97. Middelkonsentrasjonen av fosfor økte imidlertid også ved denne stasjonen i perioden fra 1995 til 1997.

Tidligere undersøkelser

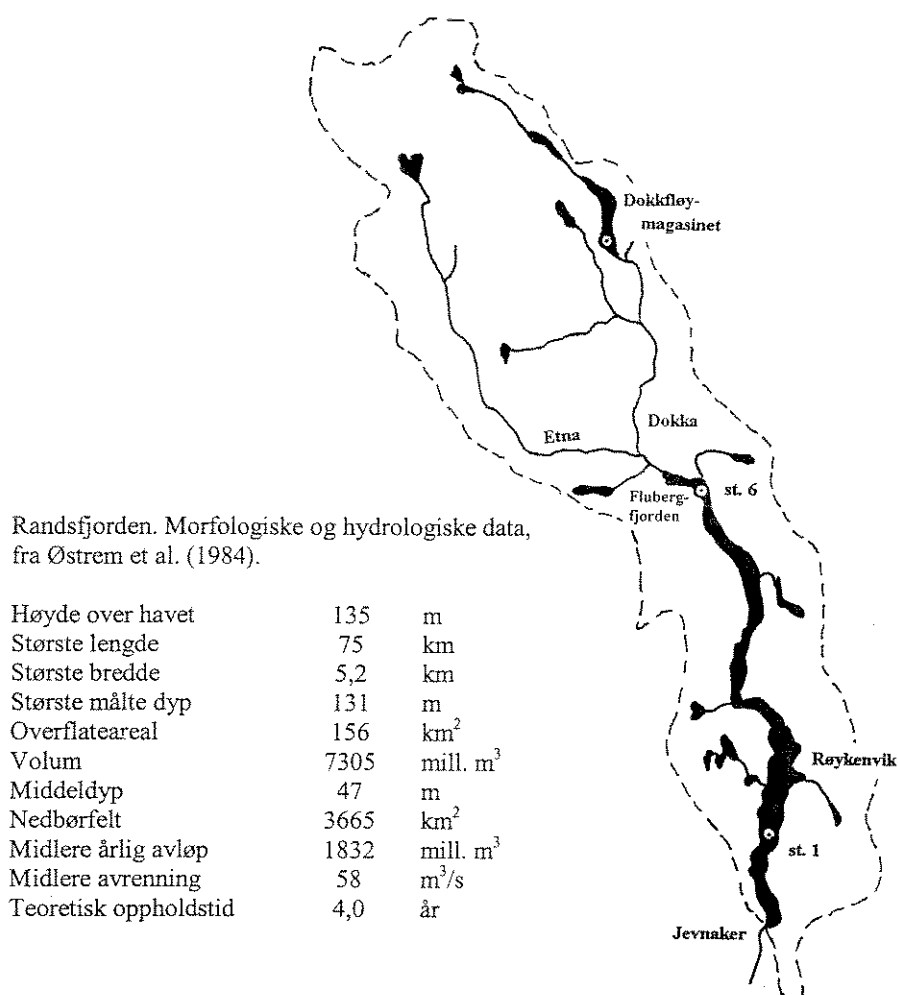
I sluttrapporten fra NIVA's undersøkelser i 1988-91 er det gitt en fyldig oversikt over tidligere undersøkelser i Randsfjorden og Dokka (Rognerud et al. 1992, se litteraturliste bakerst i rapporten). Resultatene fra undersøkelsene i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet i 1992-97 har vært presentert i 6 årsrapporter (Løvik & Rognerud 1993, 1995, 1996, 1997, 1998, Rognerud & Løvik 1994).

I forbindelse med Dokka-reguleringen har det også foregått fiskeundersøkelser og flere andre naturfaglige studier. Disse er beskrevet i et foredragshefte fra et seminar arrangert av Oppland Energiverk og NVE og redigert av Kroken og Faugli (1990). Senere fiskeundersøkelser i Dokkfløymagasinet og Randsfjorden har bl.a. foregått innenfor prosjektet "Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland" (Lindås et al. 1996 og 1997, Eriksen et al. 1998). Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) har utført konsesjonsbetingede etterundersøkelser av bunndyr, strømsik og Randsfjordørret i Dokka og nordre del av Randsfjorden etter at kraftverkene ble satt i drift (Brabrand et al. 1996, Hindar og Balstad 1996). Randsfjorden var også en av innsjøene som ble undersøkt innenfor SFT-prosjektet "Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer" i 1988 (Faafeng et al. 1990). Vannvegetasjonen i Dokka-deltaet ble undersøkt i 1988-90 (Brandrud et al. 1994). I 1994 ble konsentrasjonene av miljøgifter i sedimenter undersøkt ved to lokaliteter i Randsfjorden som del av en regional undersøkelse innenfor "Statlig program for forurensningsovervåking" (Rognerud et al. 1997a og b).

I perioden 1995-97 ble det gjennomført lokal overvåking av vannkvaliteten ved 6 lokaliteter i Etna i regi av Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen (Fossum 1998). Vigga er et av de andre betydelige sidevassdragene hvor vannkvaliteten har blitt undersøkt de senere årene (Kjellberg 1995, Østdal 1995). I 1998 foretok NIVA teoretiske beregninger og vurderinger av fosfortilførslene til nordre del av Randsfjorden på oppdrag fra Søndre Land kommune (Løvik 1998).

Randsfjorden og nedbørfeltet

Randsfjorden (135 m.o.h.) er en 75 km lang, smal og relativt dyp fjordsjø med et nedbørfelt på 3665 km² hvor ca. 6% er dyrket areal (Fig. 1). Vassdraget er en del av Drammensvassdraget, og den nordlige delen av nedbørfeltet består av sparagmitter (skifrige sandsteiner) og fyllitter (omdannede kambrosiluriske bergarter). Vestsiden av Randsfjorden består av grunnfjell (gneis og granitt). Det samme gjør østsiden ned til Røykenvika hvor kambrosiluriske bergarter (leirskifer og kalkstein) overtar og dominerer ned til Jevnaker. Denne fordelingen i geologien er med på å gi enkelte regionale forskjeller i vannkvaliteten. Størstedelen av befolkningen og de viktigste jordbruksområdene finner vi på de kambrosiluriske avsetningene øst for innsjøen og i Dokka-regionen. De viktigste bruksinteressene i Randsfjorden er energiproduksjon, vannforsyning og resipient for befolkning, jordbruk og industri samt fiske og friluftsliv.



Figur 1. Randsfjorden med nedbørfelt og stasjonsplassering for undersøkelsen.

Dokkfløymagasinet (735 m.o.h.) er en ca. 12 km lang kunstig innsjø som fungerer som hovedmagasin i Dokka-utbyggingen. 9,0 km² vesentlig skog og myr ble neddemt da magasinet ble anlagt, og magasinet har et overflateareal på 9,5 km² når det er fullt. Reguleringshøyden er 65 m dvs. 39 m over det opprinnelige Dokkfløyvatnet. I Dokkfløymagasinet samles tilsiget fra bekker og elver i nedbørfeltet samt at vannet fra elva Synna tas inn i magasinet via tunnel. Fra utløpet ved bunnen av den 85 m høye Dokkfløydammen føres vannet via tunnel til Torpa kraftverk som har utløp til Kjøljua-dammen (35 m høy demning). Vannet føres videre til Dokka kraftverk som har utløp til nordre del av Randsfjorden (Flubergfjorden) ved Odnes. Dokkfløymagasinet ble i hovedsak fylt opp i 1989, og kraftverkene har vært i ordinær drift siden desember 1989. Magasinet tappes ned i løpet av vinteren, og er normalt nesten tomt i begynnelsen av mai. Oppfyllingen skjer fra snøsmeltingen kommer igang på våren og i løpet av sommeren og høsten slik at det normalt skal være fullt den 1. oktober.

Målsetting

Målsettingen med overvåkingen av Randsfjorden og Dokkfløymagasinet er å registrere forurensningsgraden av næringssalter og følge utviklingen over tid i konsentrasjonene av viktige vannkjemiske variable, mengder og sammensetning av plante- og dyreplankton samt forekomst av fekale indikatorbakterier. En skal videre peke på mulige årsaker til eventuelle endringer. Tidstrender settes i sammenheng med variasjoner i naturgitte forhold, effekter av forurensninger og reguleringen i Dokka-vassdraget. Overvåkingen skal avdekke eventuell utviklingstrender i vannkvaliteten på et tidlig tidspunkt slik at tiltak kan settes inn dersom dette er nødvendig.

Program

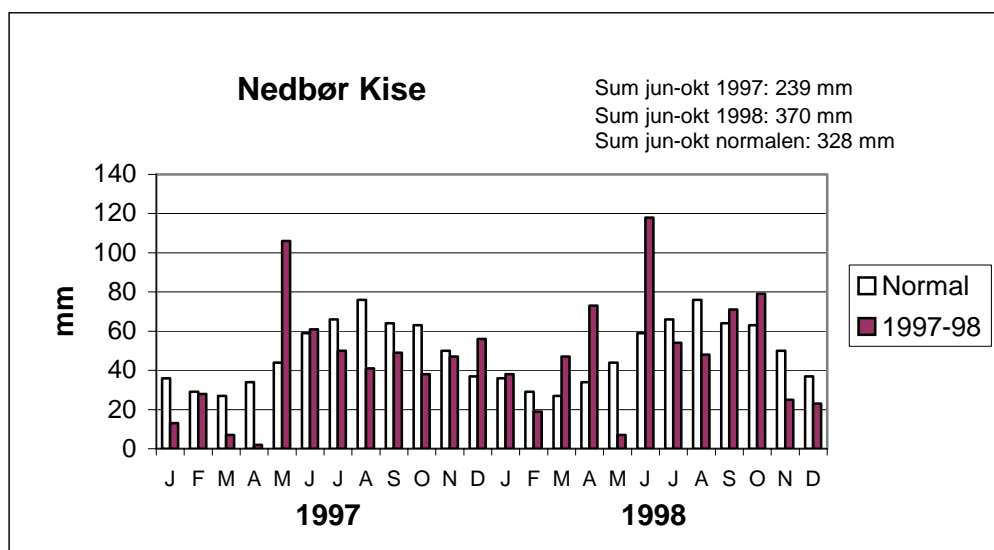
Undersøkelsene har fulgt samme program de siste 7 årene. Prøver ble samlet inn 8 ganger i perioden juni-oktober ved en stasjon i Dokkfløymagasinet og to stasjoner i Randsfjorden - hovedstasjonen utenfor Grymyr (st. 1) og i Flubergfjorden (st. 6) (Fig. 1). Blandprøver fra 0-10 m ble analysert mhp. pH, alkalitet, turbiditet, farge, total-fosfor, total-nitrogen og nitrat (alle stasjoner) samt silisium i Randsfjorden. Blandprøver fra 0-10 m ble også analysert mhp. mengde og sammensetning av alger (klorofyll-a og algetellinger). Kvantitative prøver for analyser av mengde og sammensetning av krepsdyrplankton ble samlet inn med Schindler-felle (25 l) fra sjiktet 0-20 m. Fekale indikatorbakterier (termotabile koliforme bakterier) ble analysert på prøver fra 1 m's dyp på de to stasjonene i Randsfjorden. Samtidig med prøveinnsamlingen ble innsjøenes siktedyp målt, og temperatur-sjiktningen ble klarlagt.

Rapporten har også med en omtale av resultatene fra de nevnte undersøkelsene av miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) i sedimenter i Flubergfjorden og ved en lokalitet utenfor Jevnaker. Observasjoner over nedbør og lufttemperatur ved Kise meteorologiske stasjon og vannføringsdata fra Dokka ved Kolbjørnshus og Dokka kraftverk (data fra Hydrologisk avd., NVE og Vannkraft Øst as) er brukt i vurderingene. Data angående vekt og kondisjon hos sik i Randsfjorden til bruk i vurderingene av krepsdyrplanktonets utvikling, er hentet fra Lindås et al. (1996 og 1997) og Eriksen et al. (1998).

2. Resultater

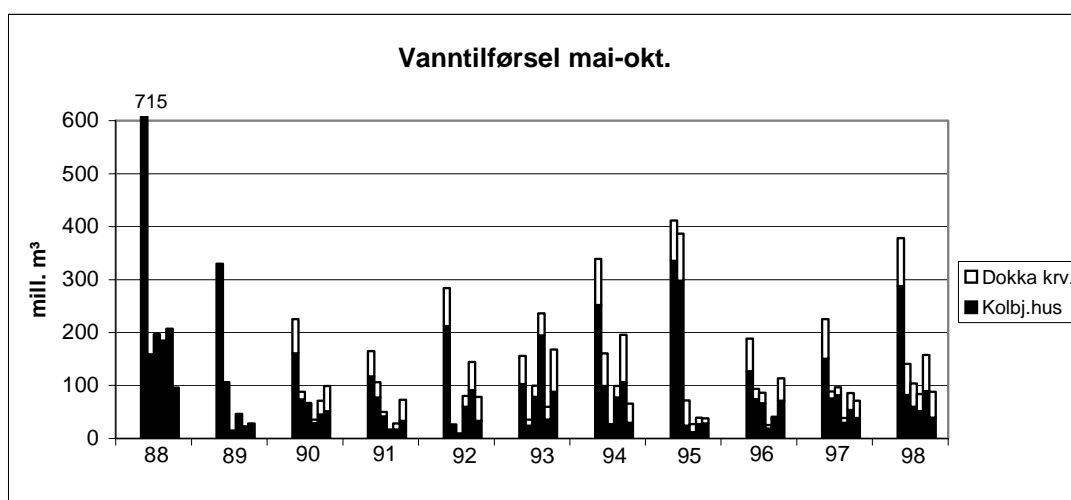
2.1 Meteorologiske forhold

Månedlige nedbørssummer i 1997-1998 og normalnedbørssummer (1961-90) ved Kise meteorologiske stasjon er vist i Fig. 2. Vanntilførselen til Flubergfjorden fra Etna/Dokka (vanmerke Kolbjørnshus) og Dokka kraftverk i perioden mai-oktober 1988-98 er vist i Fig. 3.



Figur 2. Nedbørmengden ved Kise meteorologiske stasjon i 1997 og 1998. Normalen for perioden 1961-90 er også gitt, samt nedbørssummer for vekstsesongene (juni-oktober).

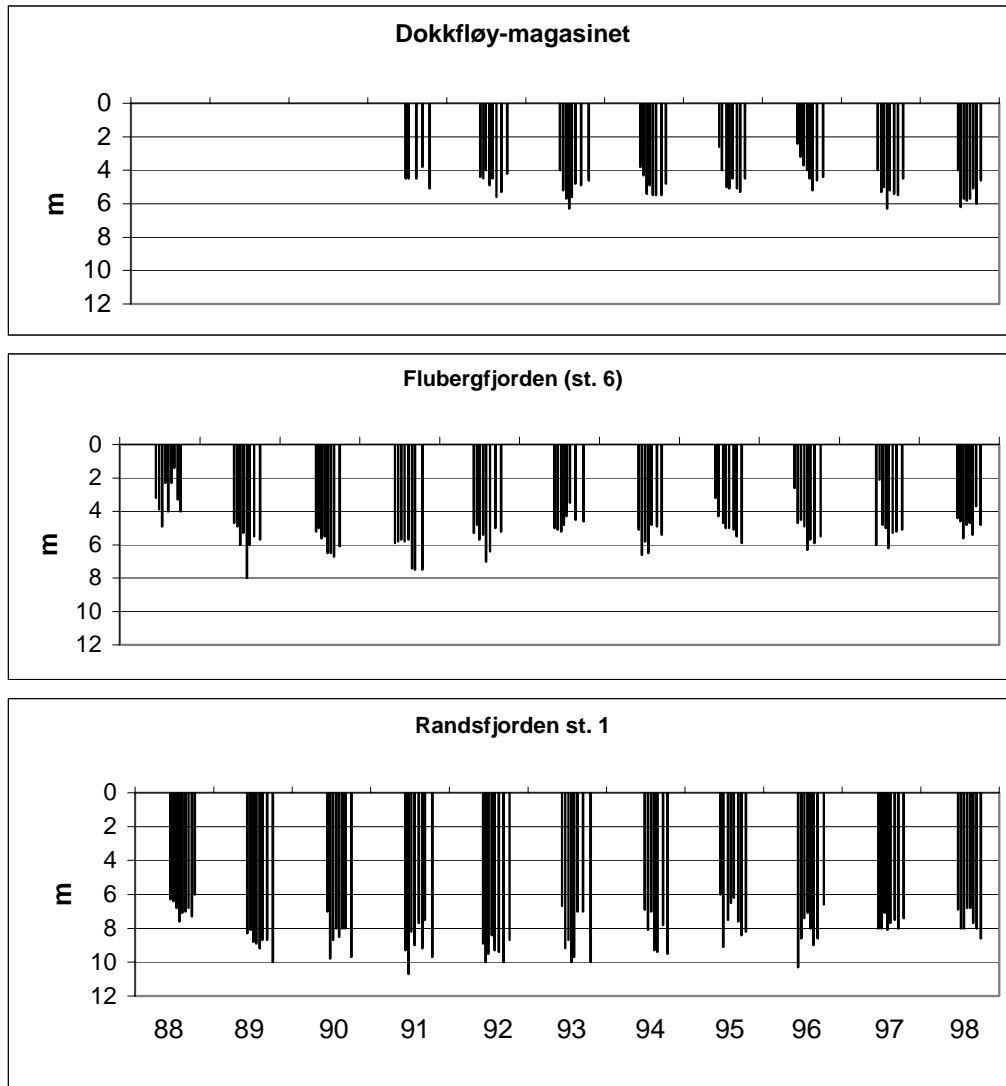
I mange innsjøer påvirkes vannkvaliteten i de øvre vannlag raskt av lokal avrenning i regnrrike perioder spesielt om sommeren når innsjøen er termisk sjiktet. Vekstsesongen (juni-oktober) 1998 var preget av en kjølig værtype med månedsmiddel-temperaturer 1-2 °C under det normale, bortsett fra september som var mildere enn normalt. Det kom mye nedbør spesielt i juni, men september og oktober var også relativt regnrrike måneder. I sommermånedene juli og august kom det noe mindre nedbør enn normalt ved Kise. 1998 var et år med relativt stor vanntilførsel til Flubergfjorden. Etter 1988 har det ikke blitt tilført mere vann fra Etna/Dokka-systemet i sommerperioden med unntak av "flomåret" 1995 (Fig. 3). Dokkfløymagasinet ble tatt i bruk som reguleringsmagasin i 1989. Etter den tid har vårflommene i Dokka-elva blitt betydelig mindre slik at den totale vanntilførselen til Randsfjorden i sommerhalvåret har blitt redusert.



Figur 3. Vanntilførsel til Randsfjorden fra Dokka/Etna (vanmerke Kolbjørnshus) og fra Dokka kraftverk i tiden mai-oktober 1988-98.

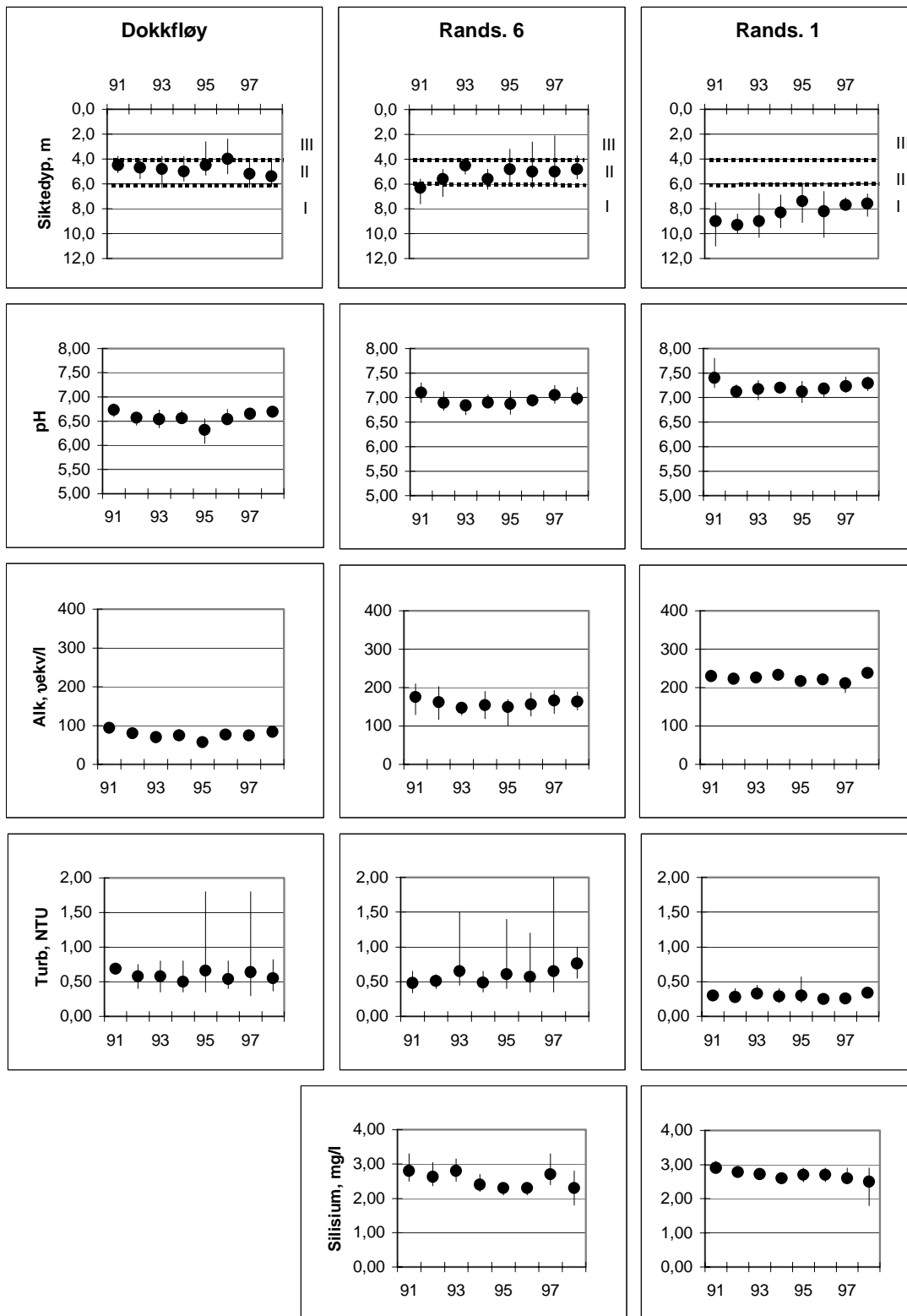
2.2 Siktedyp og generell vannkjemii

Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsmålingene i 1998 er gitt i vedlegget. I Fig. 4-8 er resultatene vist sammen med resultatene fra tidligere år.



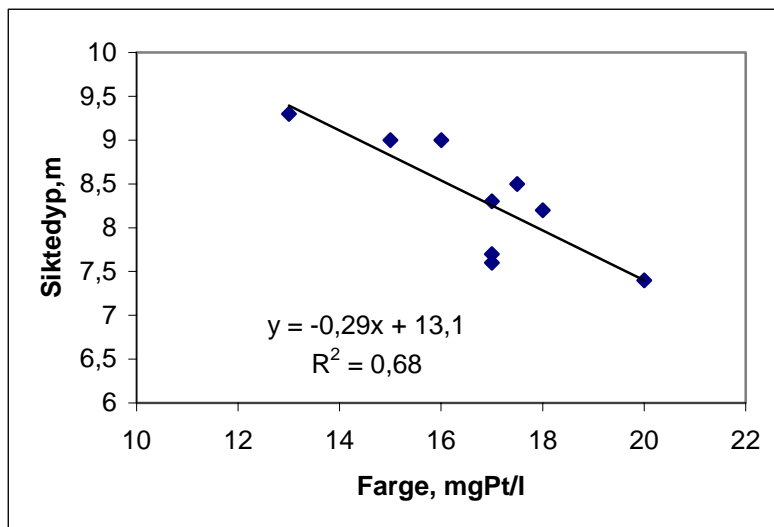
Figur 4. Siktedyp i Randsfjorden (st.1 og 6) i 1988-98 og i Dokkfløymagasinet i 1991-98.

Siktedypet gir i de fleste tilfeller et indirekte mål på lyssvekningen i vannmassene. Økte mengder av løste organiske forbindelser (humussyrer) og partikler, slik som alger, dødt organisk materiale og erosjonspartikler fra nedbørfeltet, nedsetter siktedypet. Fig. 4-5 viser at hovedstasjonen i Randsfjorden hadde gjennomgående høye siktedypsverdier de fleste årene (middelverdier 8-9 m) tilsvarende tilstandsklasse I ("meget god vannkvalitet") i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet (Andersen et al. 1997). Dokkfløymagasinet og Flubergfjorden hadde betydelig lavere verdier (middelverdier 4-6 m), dvs. tilstandsklasse II-III ("god – mindre god vannkvalitet"). I Flubergfjorden var siktedypet spesielt lavt i 1988 (ned mot 1-2 m enkelte ganger) da nordre det av Randsfjorden ble tilført store mengder uorganiske partikler i forbindelse med anleggsvirksomheten og



Figur 5. Middelerverdier og variasjonsbredder for siktedyp, pH, alkalitet, turbiditet og silisium i vekstsesongen for årene 1991-98. Grenser for tilstandsklassene I-III i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier er også vist for siktedyp.

store nedbørmengder. Ved denne stasjonen ble det observert en reduksjon i siktedypet i perioden 1991-93. Etter den tid har det ikke skjedd større endringer, men også i de senere årene har det blitt observert lavt siktedyp (2-3 m) i forbindelse med flommer vår og høst. Siktedypet var lavere også ved hovedstasjonen i 1988 enn det stort sett har vært i årene deretter. Etter 1993 har siktedypet avtatt ca. 1 m i middelverdi på denne stasjonen. Fig. 6 viser at det var en statistisk signifikant sammenheng mellom konsentrasjonen av humus målt som vannets farge og siktedypet på hovedstasjonen i perioden 1990-98. Lavest siktedyp på 1990-tallet ble observert i forbindelse med "storflommen" i 1995.



Figur 6. Sammenhengen mellom vannets farge og siktedyp (middelverdier for vekstsesongen) ved hovedstasjonen i Randsfjorden i 1990-98.

Alkaliteten er et mål på vannets evne til å motstå pH-endringer (endringer i surhetsgraden) ved f.eks. tilførsler av surt vann (bufferevnen). Regionalt økte pH og alkaliteten fra svakt surt vann med rimelig god bufferevne i Dokkfløymagasinet til omkring nøytralt vann med noe høyere alkalitet i Flubergfjorden og videre til svakt basisk vann med meget god bufferevne ved hovedstasjonen i Randsfjorden (Fig. 5). I Dokkfløy-magasinet sank pH og alkaliteten noe i perioden 1991-95, men økte igjen i de senere årene. En liknende, men svakere trend ble også observert i Flubergfjorden, mens endringene har vært svært små på hovedstasjonen i Randsfjorden.

Turbiditeten er et mål på konsentrasjonen av partikler i vannet. Det omfatter både uorganiske partikler som sand, silt og leire (erosjonspartikler fra nedbørfeltet eller strandsonen) og organiske partikler (alger, dyreplankton og dødt organisk materiale). Partikkelmengden var betydelig høyere i Flubergfjorden og i Dokkfløymagasinet enn ved hovedstasjonen i Randsfjorden (Fig. 5). De sesongmessige variasjonene i turbiditet har dessuten vært betydelig større ved de to førstnevnte lokalitetene. Vurdert ut fra sesongmiddelverdiene, så har konsentrasjonen av partikler økt noe i Flubergfjorden i perioden 1991-1998, mens det ikke har skjedd endringer av betydning i Dokkfløymagasinet og ved hovedstasjonen i Randsfjorden.

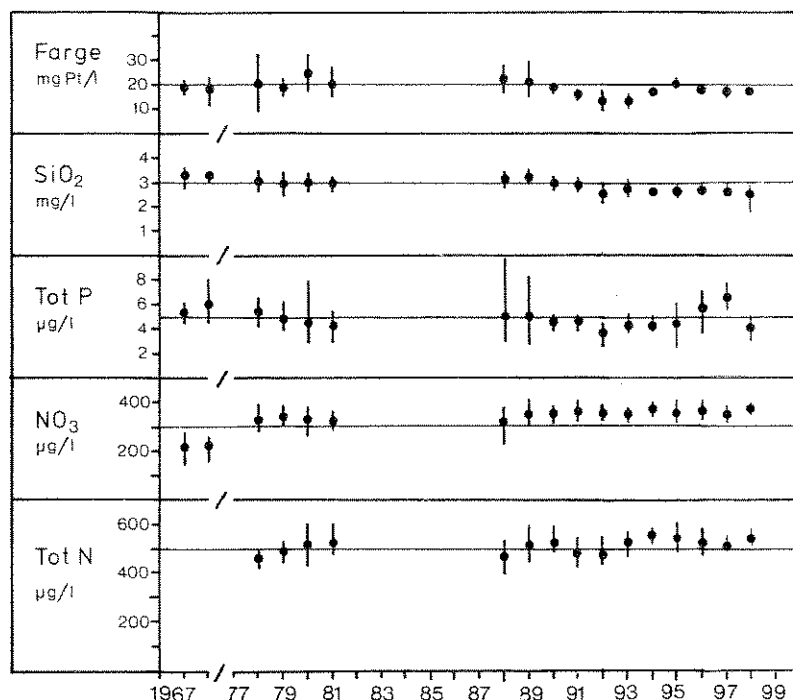
Humuspåvikningen målt som vannets farge var størst i Dokkfløymagasinet, noe mindre i Flubergfjorden, og minst ved hovedstasjonen i Randsfjorden. Det skjedde en økning i konsentrasjonen av humusforbindelser i Dokkfløymagasinet i perioden 1992-96. Den samme tendensen gjorde seg også delvis gjeldende ved de to andre lokalitetene, men utslagene var betydelig mindre. Konsentrasjonen av humus avtok i Dokkfløymagasinet de siste to årene.

2.3 Næringsalter og klorofyll

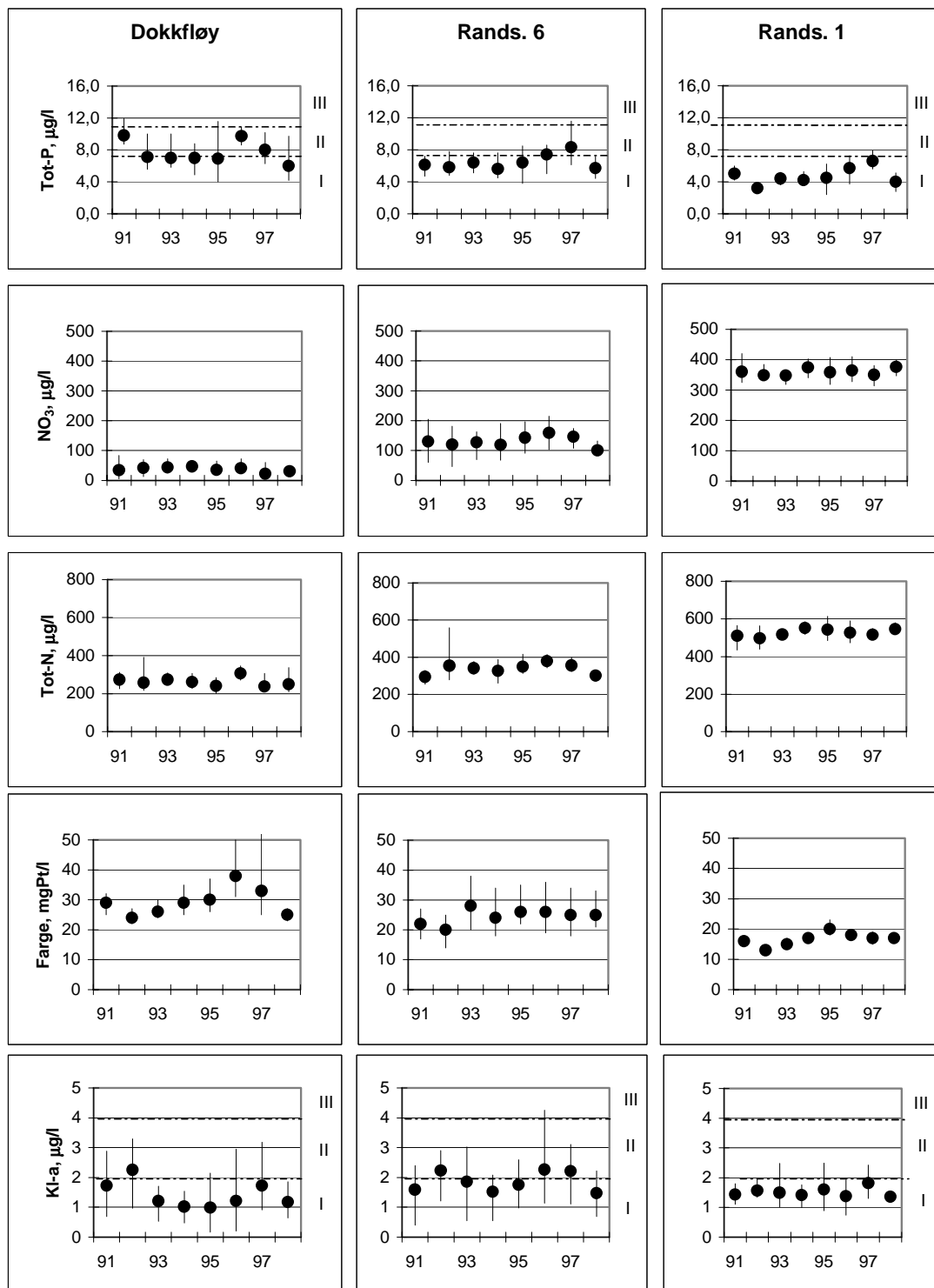
Resultatene av næringsaltanalysene og analysene av klorofyll-a i 1998 er gitt i vedlegget og vist i Fig. 5, 7-10 og 13 sammen med resultatene fra tidligere år. Fosfor er det næringsaltet som vanligvis begrenser algeveksten i innsjøer. Økt tilførsel av fosfor f.eks. fra kloakk, landbruksaktivitet eller industri vil derfor oftest føre til økt vekst av planteplankton og/eller begroingsalger og vannvegetasjon langs strendene (eutrofiering). Klorofyllmålinger gir et indirekte uttrykk for konsentrasjonen av den totale algemengden (planteplankton) i innsjøen.

Ut fra sesongmiddelverdiene av total fosfor og klorofyll-a kan vannkvaliteten i Dokkfløymagasinet og Flubergfjorden betegnes som meget god til god (tilstandsklasse I-II) i perioden 1991-98 i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet. Sesongmiddelverdiene av fosfor og klorofyll-a har ved begge lokalitetene variert i intervallene ca. 6-10 $\mu\text{g/l}$ og ca. 1,0-2,3 $\mu\text{g/l}$ henholdsvis. Ved hovedstasjonen i Randsfjorden kan vannkvaliteten karakteriseres som meget god (tilstandsklasse I) i denne perioden med sesongmiddelverdier av fosfor mindre enn 7 $\mu\text{g/l}$ og klorofyll-a mindre enn 2 $\mu\text{g/l}$. Konsentrasjonene av nitrogenforbindelser var lave i Dokkfløymagasinet (tilstandsklasse I), noe høyere i Flubergfjorden (tilstandsklasse I) og høyest ved hovedstasjonen i Randsfjorden (tilstandsklasse II). Mønsteret for de regionale forskjellene i nitratkonsentrasjoner var det samme som for total-nitrogen, men forskjellene mellom stasjonene var større.

De tidligste målingene av næringsalter i Randsfjorden er nitrat- og totalfosfor-analyser fra hovedstasjonen på slutten av 1960-tallet og total-nitrogen ved samme stasjon i årene 1978-81. Disse resultatene viser at konsentrasjonen av nitrat (middelverdier) økte med ca. 100 $\mu\text{g N/l}$ fra 1966-67 til slutten av 1970-tallet. Ved slutten av 1980-tallet hadde nitratkonsentrasjonen økt med ytterligere ca. 30 $\mu\text{g N/l}$, mens det ikke har skjedd endringer av betydning utover på 1990-tallet. For total-nitrogen skjedde det en økning i perioden 1978-81, og middelverdiene var omtrent like høye i 1988-89 som i 1980-81. I perioden 1990-98 har det ikke skjedd endringer av betydning i konsentrasjonen av total-nitrogen i Randsfjorden. Det er heller ikke registrert endringer av betydning i konsentrasjonen av nitrogenforbindelser i Dokkfløymagasinet i perioden 1991-98.



Figur 7. Utviklingen av vannkvaliteten i Randsfjorden st. 1 (middelverdier og variasjonsbredder).

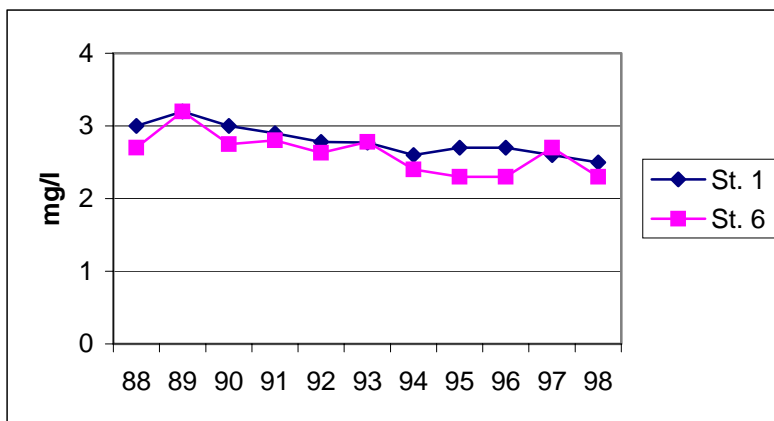


Figur 8. Middelverdier og variasjonsbredder for total-fosfor, nitrat, total-nitrogen, farge og klorofyll i vekstsesongen de 8 siste årene. Grenser for tilstandsklassene I-III er også vist.

Konsentrasjonene av fosfor var høyere ved hovedstasjonen (st. 1) i 1988-89 enn rundt 1980. Videre sank fosfor-konsentrasjonene i perioden 1989-92 for så å øke fram mot 1997. I 1998 ble det igjen målt betydelig lavere konsentrasjoner av total-fosfor. I Flubergfjorden ble det observert en tidsutvikling i fosforkonsentrasjonene som liknet den ved hovedstasjonen utover på 1990-tallet, men sesongmiddelverdiene var 1-2 $\mu\text{g/l}$ høyere i Flubergfjorden enn på hovedstasjonen de fleste årene. Det

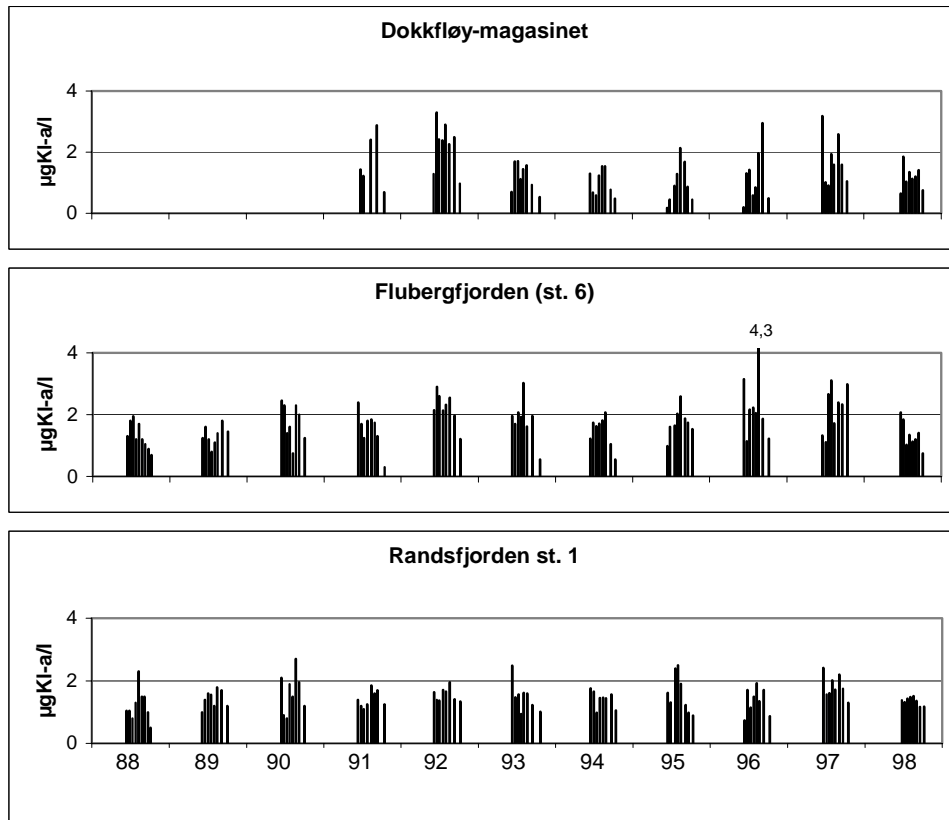
ble observert betydelig høyere konsentrasjoner av fosfor i Dokkfløymagasinet i 1991 enn i de påfølgende 4 årene. 1991 var første sesongen med målinger i Dokkfløymagasinet etter at det i hovedsak ble fylt i 1989. Konsentrasjonene økte betydelig i 1996, mens det har skjedd en nedgang de siste to årene.

Silikat er et nødvendig nærings salt for dannelse av kiselalgenes skall. Det kan også være nødvendig for vekst av gullalger som *Dinobryon*, *Uroglena* og *Mallomonas*. I mer næringsrike innsjøer fører ofte oppblomstringer av kiselalger til markerte sesongmessige svingninger i silikatkonsentrasjonen, og på sikt kan konsentrasjonen i enkelte innsjøer avta som følge av sedimentasjon av kiselskall. I Randsfjorden har konsentrasjonen av silikat gradvis blitt lavere ved begge stasjonene i perioden 1988-98. Sesongmiddelverdiene sank fra ca. 3 mg/l i 1988-89 til 2,5 mg/l i 1998 ved hovedstasjonen. I Flubergfjorden var middelkonsentrasjonen ca. 0,2 mg/l lavere de fleste årene.



Figur 9. Utviklingen i konsentrasjonen av silikat (middelverdier) i Randsfjorden ved hovedstasjonen (st. 1) og i Flubergfjorden (st. 6) i perioden 1988-98.

Algemengdene målt som klorofyll-a har variert betydelig gjennom sesongen og fra år til år både i Dokkfløymagasinet og i Flubergfjorden, mens variasjonene har vært små ved hovedstasjonen. Algemengdene var stort sett høyere i de første årene etter oppfylling (1991-92) i Dokkfløymagasinet enn i perioden 1993-98, med unntak av 1997 da det ble målt noe høyere klorofyll-konsentrasjoner enn årene før. I Flubergfjorden økte algemengdene fra 1994 til 1996-97, mens de var betydelig lavere i 1998 enn i de to foregående sesongene.

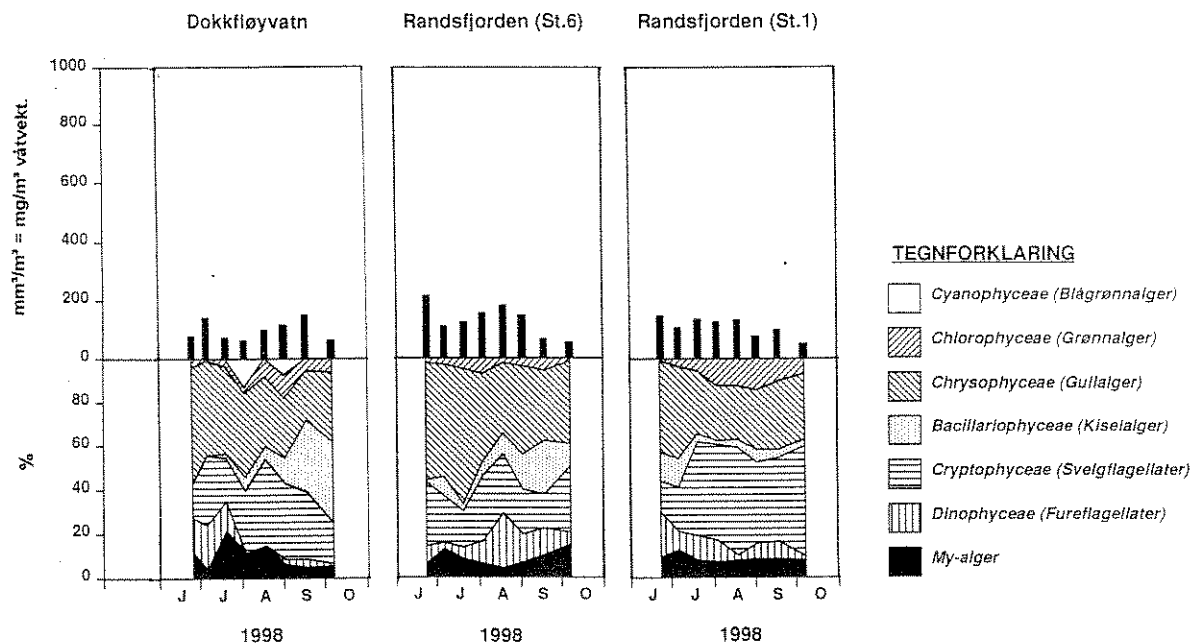


Figur 10. Algemengder målt som klorofyll-a i Dokkfløymagasinet og 2 stasjoner i Randsfjorden (st. 1 og st. 6).

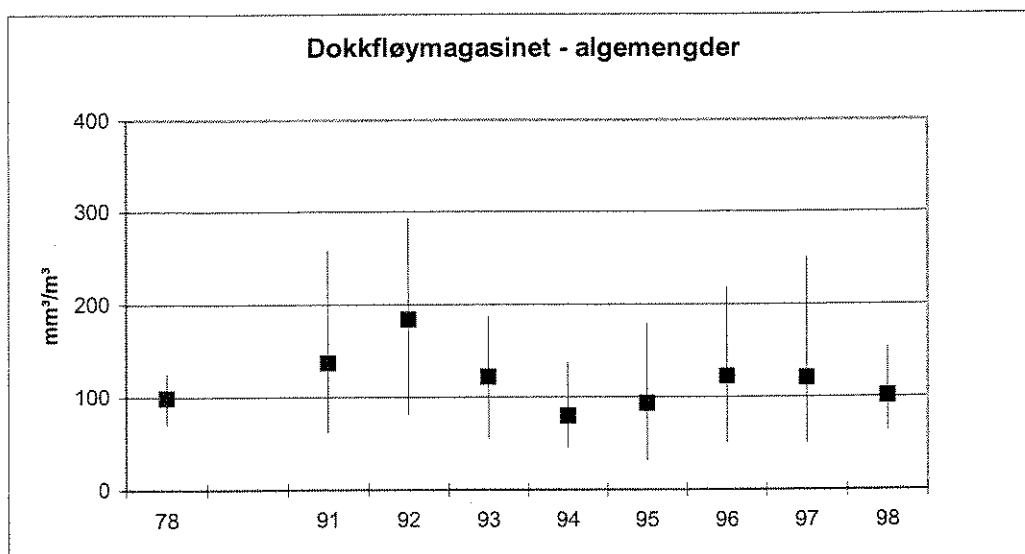
2.4 Planteplankton

Resultatene av algetellingene fra 1998 er gitt i vedlegget og vist i Fig. 11. Tidsutviklingen i algemengden og den relative sammensetningen av grupper innen algesamfunnet er vist i Fig. 12-14. Mengden og sammensetningen av alger (planteplankton) gir et godt bilde av en innsjøstatus med hensyn til næringsalter (trofigraden). Generelt øker som nevnt algemengden ved økende konsentrasjoner av næringsalter, i de fleste tilfeller fosfor. Med økende algemengder endres oftest også sammensetningen av planktonet, og forekomsten av grupper og arter av alger brukes derfor som indikasjon på innsjøenes næringsalterstatus (Brettum 1989). Planteplanktonet er følsomt for endringer i innsjøenes næringsalterbelastning.

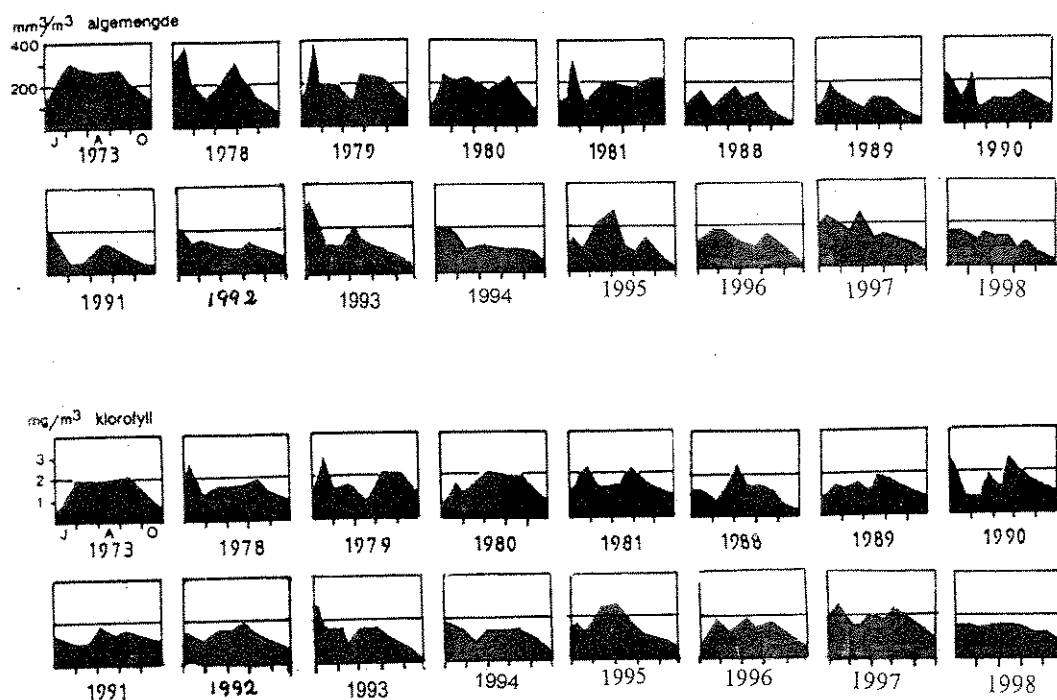
Gjennom alle årene vi har observasjoner fra, har Dokkfløymagasinet og Randsfjorden (begge stasjoner) stort sett hatt algemengder innenfor det intervallet som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer, dvs. sesongmiddelverdier $<400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og maksimalverdier $<700 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. I Dokkfløymagasinet ble de største algemengdene observert i de første årene etter oppdemningen (1991-92) (Fig. 12). I løpet av 6-7 årsperioden fram til 1998 har algemengdene blitt redusert til omtrent samme nivå som i Dokkfløyvatnet før regulering. Planteplanktonet i Dokkfløymagasinet var i hovedsak sammensatt av grupper og arter som er typiske i næringsfattige innsjøer. Det var særlig arter innen gruppene gullalger og svelgflagellater som dominerte algesamfunnet. Betydelige bestander av arter som svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* (+v. *nannoplantica*) i 1991 samt gullalgen *Uroglena americana* i 1992 indikerte likevel noe mer næringsrike forhold.



Figur 11. Mengde og sammensetning av planktonalger i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet i vekstsesongen 1998.



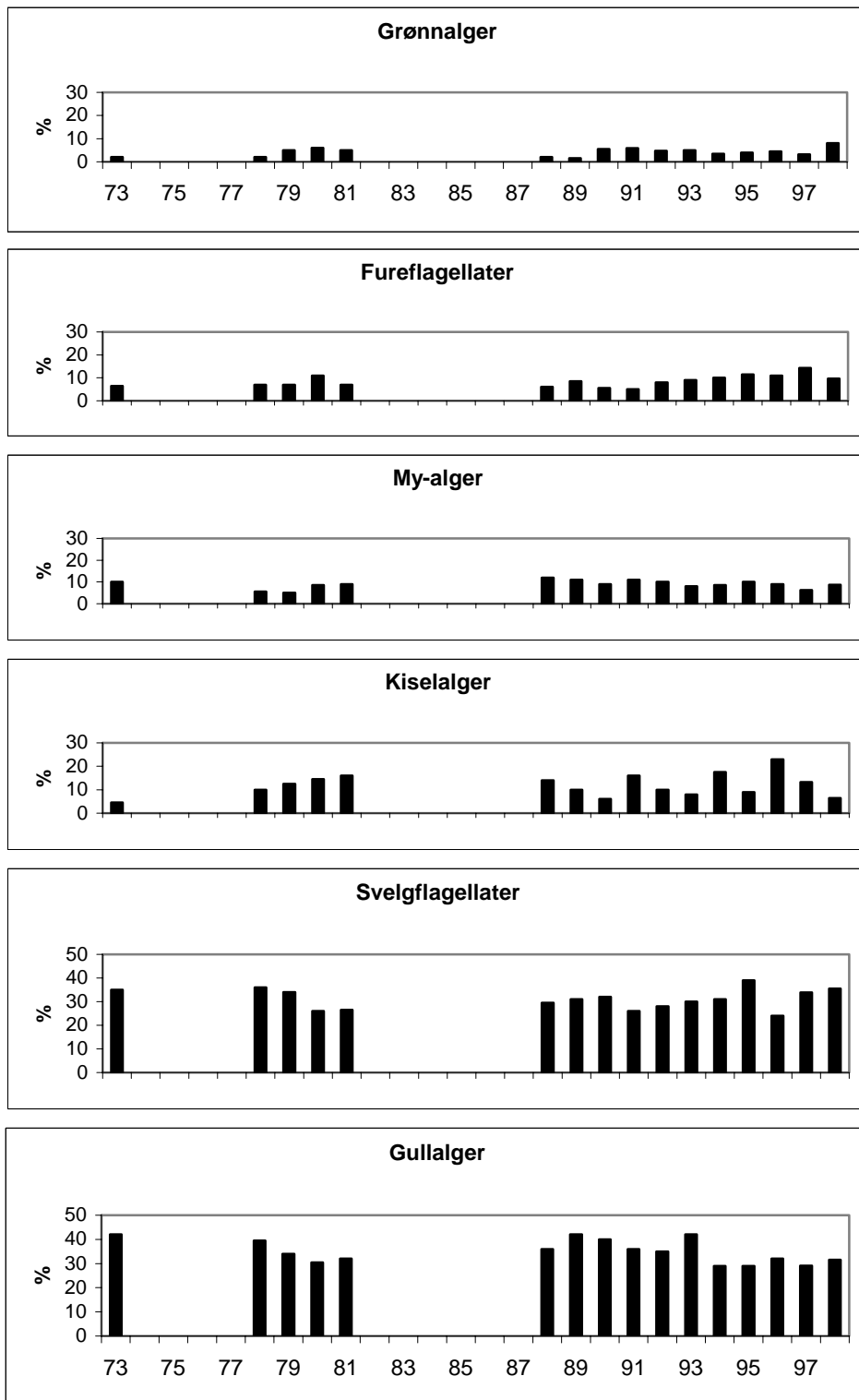
Figur 12. Sesongmiddelverdier og variasjonsbredder av totalt algevolum i Dokkfløyvatnet før regulering og i Dokkfløymagasinet i årene 1991-98.



Figur 13. Tidsutviklingen i algemengden på hovedstasjonen i Randsfjorden målt som klorofyll-a og beregnet ut fra algetellinger.

I Flubergfjorden økte algemengdene betraktelig i perioden fra 1988 til 1996-97 (3 ganger økning av sesongmiddelverdiene, Fig. 16). De største algemengdene ble observert i forbindelse med oppblomstringer av gullalgen *Uroglena americana* i juli-august 1996 og -97. I 1998 var algemengdene små og bestanden av *U. americana* ubetydelig i Flubergfjorden. Planteplanktonet var dominert av små og store chrysomonader (gullalger), som indikerer næringsfattige forhold, mesteparten av sesongen, men forekomsten av *R. lacustris* (+ v. *nannoplanctica*) i juni tydet på noe bedre tilgang på næringssalter.

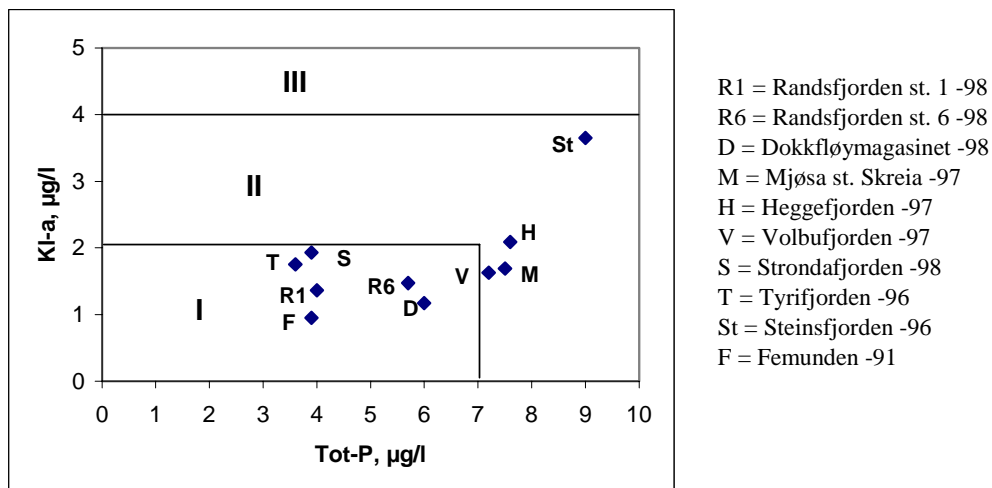
Det er ikke observert noen endring av betydning i algemengdene ved hovedstasjonen i Randsfjorden i løpet av den siste 10-årsperioden (Fig. 13 og 16). Algemengdene var imidlertid litt større i 1973 og rundt 1980 enn de har vært i perioden 1988-98. Det mengdemessige forholdet mellom de ulike algegruppene har variert lite fra år til år (Fig. 14). Algesamfunnet har vært dominert av gullalger med ca. 30-45 % og svelgflagellater med ca. 25-40 % av totalmengden (gjennomsnitt for sesongen). Gruppen kiselalger har representert ca. 5-25 % av totalmengden. Mengden og sammensetningen av alger ved hovedstasjonen har i hovedsak vært i samsvar med det som er vanlig i næringsfattige innsjøer.



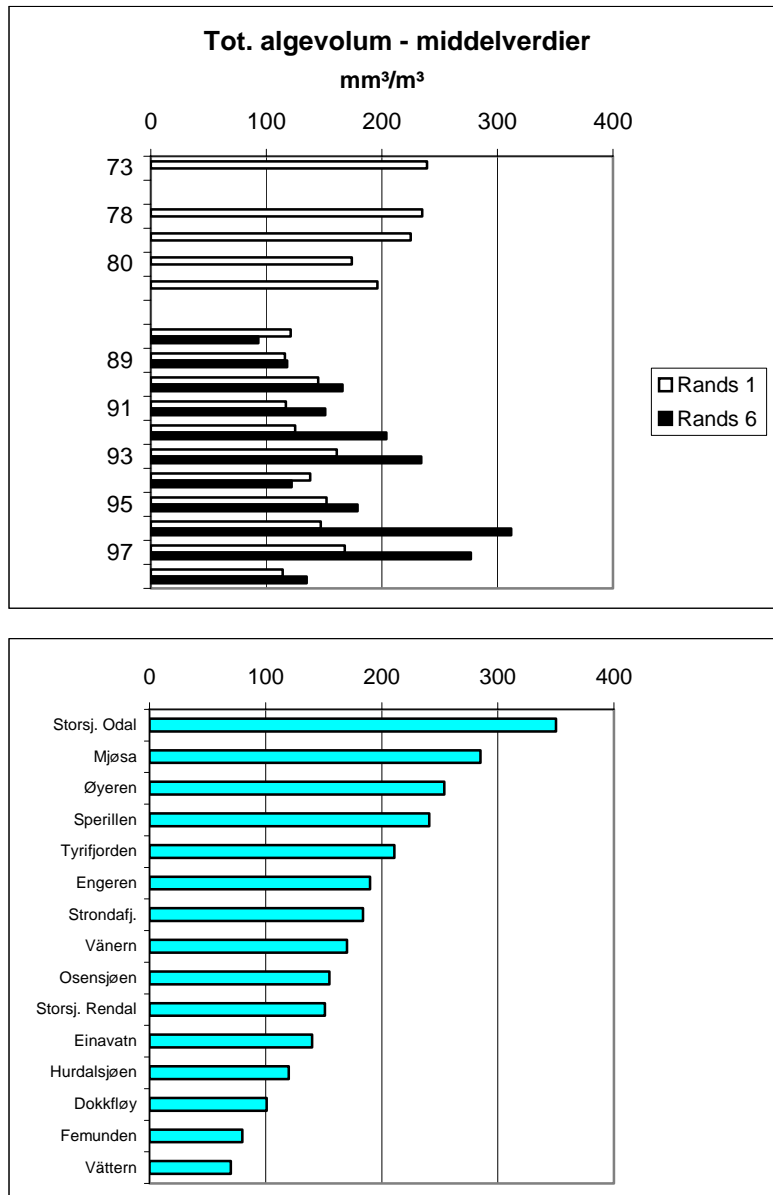
Figur 14. Prosentvis sammensetning av ulike grupper av planktonalger i Randsfjorden st. 1 (basert på middelerverdier for vekstsesongen juni-oktober fra sjiktet 0-10 m).

2.5 Sammenlikning med andre innsjøer

I Fig. 15 er sammenhengen mellom sesongmiddelverdiene av total-fosfor og klorofyll-a vist for Dokkfløymagasinet og Randsfjorden samt for en del andre store innsjøer på Østlandet. Utviklingen av algemengdene (sesongmiddelverdier fra algetellingene) i Randsfjorden st. 1 og 6 er vist i Fig. 16 sammen med sesongmiddelverdiene fra 15 andre store innsjøer i Norge og Sverige. Av Fig. 15 framgår det at middelverdien av fosfor var omtrent like høy ved hovedstasjonen i Randsfjorden som i Strondafjorden, Tyrifjorden og Femunden (ca. 4 $\mu\text{gP/l}$), mens fosfor-konsentrasjonene i Flubergfjorden og Dokkfløymagasinet var ca. 2 $\mu\text{gP/l}$ høyere. I Mjøsa (hovedstasjonen) var middelverdien ytterligere ca. 2 $\mu\text{gP/l}$ høyere. Algemengdene målt som klorofyll-a var litt mindre i Randsfjorden (begge stasjoner) og i Dokkfløymagasinet enn i Tyrifjorden og Mjøsa. Fig. 16 viser at i årene med mest alger i Flubergfjorden (1996 og 1997) var mengdene like store som eller større enn f.eks. i Øyeren, Tyrifjorden og på hovedstasjonen i Mjøsa. Det er da viktig å legge til at algemengdene i f.eks. Mjøsa har blitt sterkt redusert siden de store oppblomstringene spesielt på 1970-tallet. På det meste var algemengden i Mjøsa da ca. 7 ganger større enn den var i 1997.



Figur 15. Sammenhengen mellom sesongmiddelverdiene av total-fosfor og klorofyll-a i Dokkfløymagasinet og Randsfjorden samt en del andre innsjøer i Østlandsområdet. Tilstandsklasser etter SFT's system for klassifisering av vannkvalitet er markert. I=Meget god vannkvalitet, II=God, III=Mindre god, IV=Dårlig og V=Meget dårlig vannkvalitet (Andersen et al. 1997).



Figur 16. Tidsutviklingen i sesongmiddelverdiene av totalt algevolum i Randsfjorden samt middelverdier fra en del andre større innsjøer (mm³/m³).

2.6 Krepserplankton

Resultatene av analysene av krepserplankton i 1998 er gitt i vedlegget. Tidsutviklingen for de viktigste artene i Dokkfløymagasinet er vist i Fig. 17 og tilsvarende for Randsfjorden i Fig. 18. Gjennomsnittsvekt og K-faktor av sik fanget på flytegarn i Randsfjorden er vist i Fig. 19 (data hentet fra Lindås et al. 1996 og 1997, Eriksen et al. 1998). Midlere kroppslengder av vannloppene *Daphnia* og *Bosmina* (voksne hunner) i Randsfjorden i perioden 1988-98 og *Daphnia* i Dokkfløymagasinet (1991-98) er vist i Fig. 20 og 21.

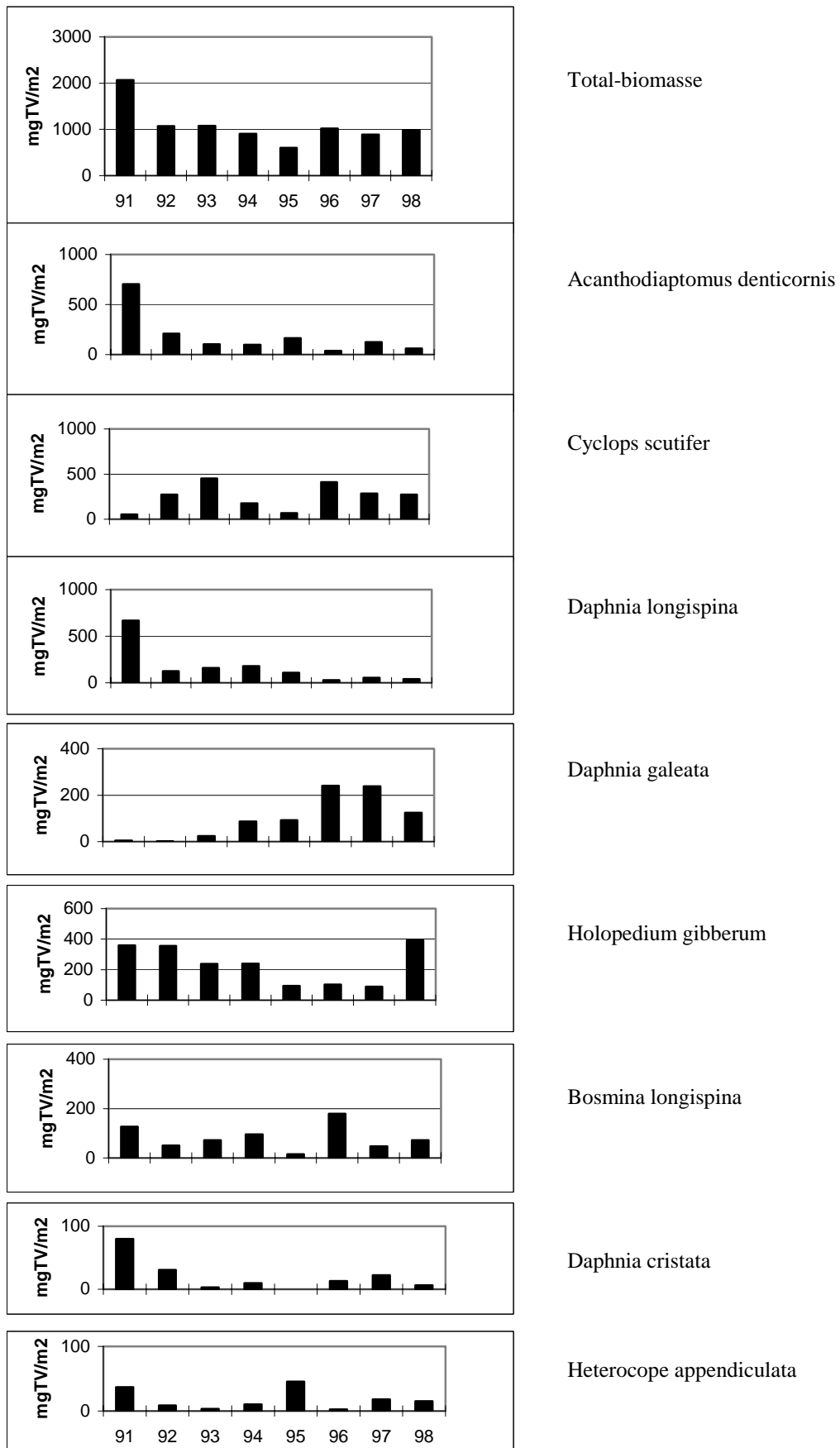
Mengden og sammensetningen av krepserplankton forteller en hel del om den økologiske tilstanden i en innsjø. Generelt øker dyreplanktonmengden med økende tilgang på næring i form av alger,

bakterier og dødt organisk materiale. Enkelte arter er vanligst i næringsfattige innsjøer (f.eks. gelekrepsen *Holopedium gibberum*), mens andre arter først og fremst finnes i næringsrike innsjøer. De fleste artene finnes imidlertid over et vidt spekter av innsjøtyper ("generalister"). Spesielle påvirkninger som utslipp av giftstoffer, forsurening eller partikkelforurensning kan føre til bortfall av arter eller grupper av arter. Krepssdyrplankton er viktig føde for flere fiskeslag, f.eks. røye, sik, krøkle, abbor og i en del tilfeller også for ørret. Ettersom fisken generelt foretrekker store og lett synlige individer av dyreplankton, fører økende beitepress (predasjonspress) fra planktonspisende fisk oftest til en forskyvning i retning av mindre arter og individer av krepssdyrplankton.

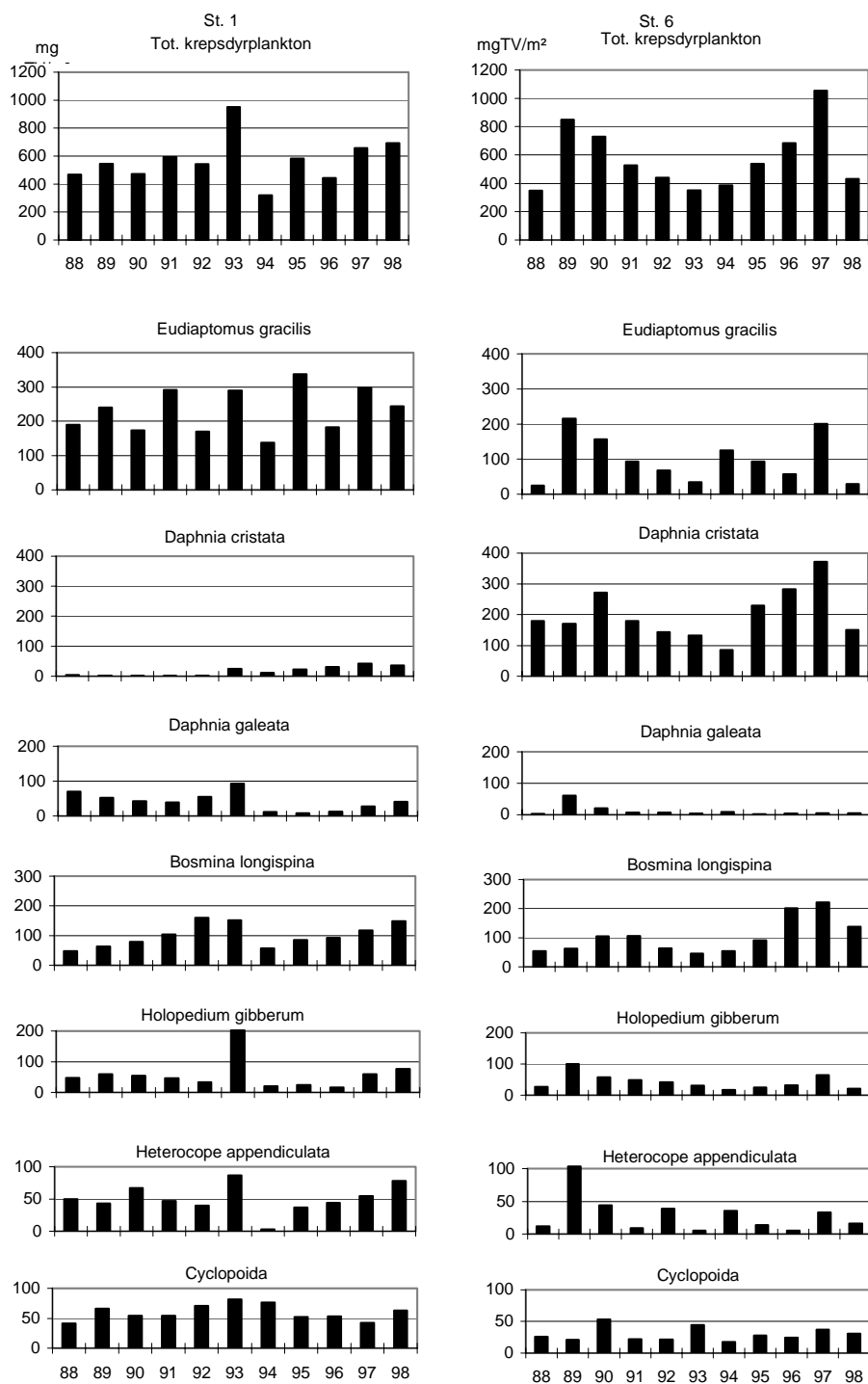
Gjennomsnittsbiomassen av krepssdyrplankton i Dokkfløymagasinet ble redusert med ca. 70 % fra ca. 2100 mg/m² tørrvekt (TV) i 1991 til ca. 600 mgTV/m² i 1995. Den økte noe igjen i 1996, men har ikke endret seg vesentlig de siste tre årene, dvs. at gjennomsnittsbiomassen har blitt redusert til ca. 50 % av nivået i 1991. Krepssdyrplanktonet var i 1991 dominert av den calanoide hoppekrepsen *Acanathodiantomus denticornis* og vannloppene *Daphnia longispina* og *Holopedium gibberum*. Flere arter hadde markert tilbakegang i perioden 1991-98. Det gjalt spesielt storvokste arter som *A. denticornis*, *Heterocope saliens*, *Bythotrephes longimanus* og *Daphnia longispina*. En litt mindre *Daphnia*-art, *D. galeata*, ble dominerende i denne perioden. Bestandene av den dominerende cyclopoide hoppekrepsen, *Cyclops scutifer*, har variert betydelig i perioden med de største biomassene i 1993 og 1996. Gjennomsnittslengden av dominerende *Daphnia*-art (voksne hunner) ble redusert fra ca. 2,1 mm i 1991 til ca. 1,7 mm i 1998.

Middelbiomassen av krepssdyrplankton i Randsfjorden har stort sett variert innenfor samme intervall (ca. 400-1000 mgTV/m²) ved de to stasjonene, men den relative sammensetningen av arter og grupper har vært forskjellig. Vannlopper var den dominerende gruppen i Flubergfjorden, mens den mest framtrepende gruppen på hovedstasjonen var calanoide hoppekreps med *Eudiantomus gracilis* som dominerende art. Blant daphniene var *Daphnia cristata* dominerende i Flubergfjorden, mens den noe større *Daphnia galeata* var dominerende ved hovedstasjonen de fleste årene (inntil 1995). *Bosmina longispina* var dominerende *Bosmina*-art ved begge stasjonene. Fra 1992 ble også en mindre art, *B. longirostris*, mer vanlig spesielt i Flubergfjorden. Disse regionale forskjellene og utviklingen over tid gjenspeiles også i størrelsene av *Daphnia* og *Bosmina* (Fig. 20). Middellengdene (av voksne hunner) har hele tiden vært mindre i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen, og de har blitt mindre over tid ved begge stasjonene.

Mengden krepssdyrplankton var spesielt lav i Flubergfjorden i 1988. Flere av de vanligste artene hadde 2 tydelige topper mht. sesongmiddelbiomasser med 6-8 års mellomrom i løpet av perioden 1988-98. Ettersom toppene i hovedsak inntraff samme år for de forskjellige artene, resulterte dette i to markerte topper i totalbiomassen, den første i 1989 og den andre i 1997. På hovedstasjonen var ikke slike "sykliske" svingninger mulig å se. Bortsett fra relativt høy middelbiomasse i 1993 og lav middelbiomasse i 1994 varierte denne lite fra år til år ved hovedstasjonen.

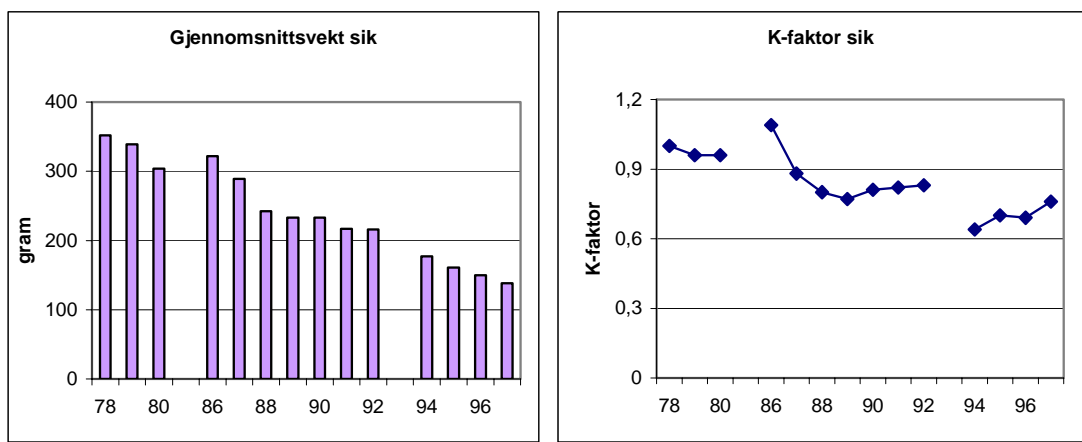


Figur 17. Mengden av krepdyrplankton i Dokkfløymagasinet (middelverdier juni-oktober).

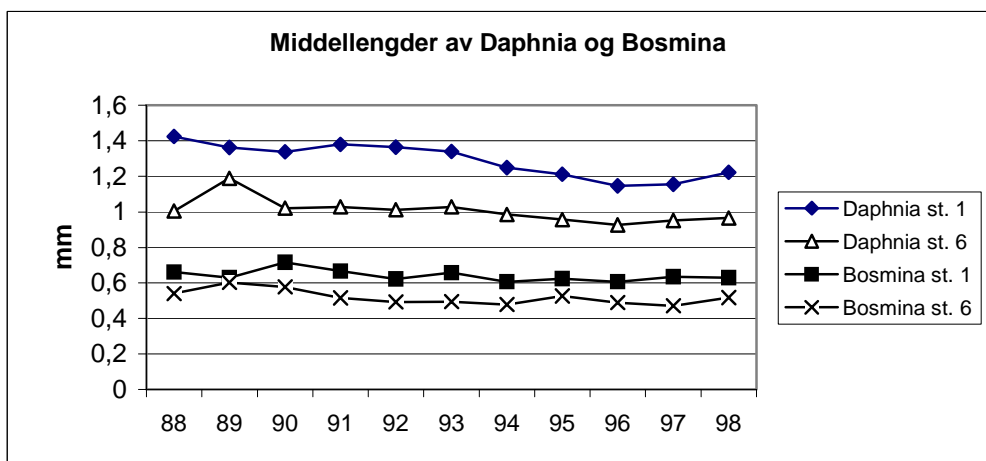


Figur 18. Mengden av krepsdyrplankton i Randsfjorden st. 1 og 6, gitt som middelverdier for perioden juni-oktober (milligram tørrvekt pr. m², 0-20 m).

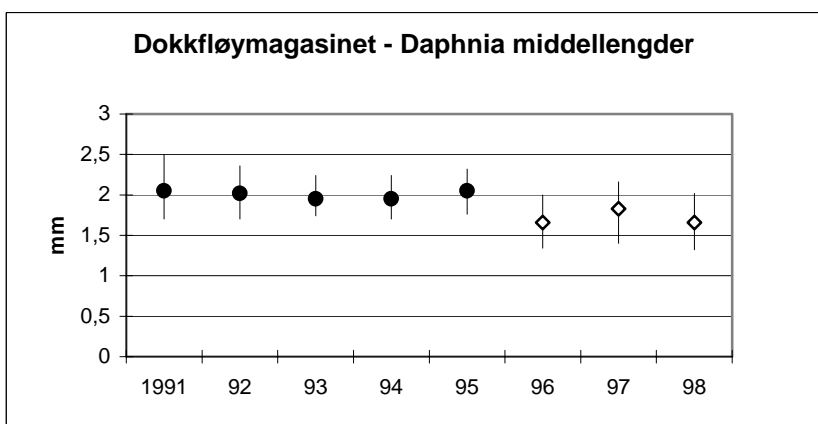
Fra slutten av 1970-tallet og framover økte bestanden av sik i Randsfjorden betydelig, mens kvaliteten på fisken, målt som gjennomsnittsvekt og K-faktor, ble redusert (Fig. 19). Den samme tendensen har fortsatt utover på 1990-tallet, bortsett fra at K-faktor hos fisk tatt på flytegarn har økt noe i de senere årene antagelig pga. økende andel yngre fisk i fangstene (Ola Hegge, Fylkesmannen i Oppland pers. oppl.). Endringene i sikbestanden har betydning for beitepresset på krepsdyrplankton i Randsfjorden.



Figur 19. Gjennomsnittsvikt og K-faktor hos sik fanget på flytegarn i Randsfjorden. Data hentet fra Lindås et al. (1996 og 1997) og Eriksen et al. (1998).



Figur 20. Kroppslengder av *Daphnia* spp. og *Bosmina* spp. i Randsfjorden 1988-98. Figuren viser gjennomsnittslengder av voksne hunner.

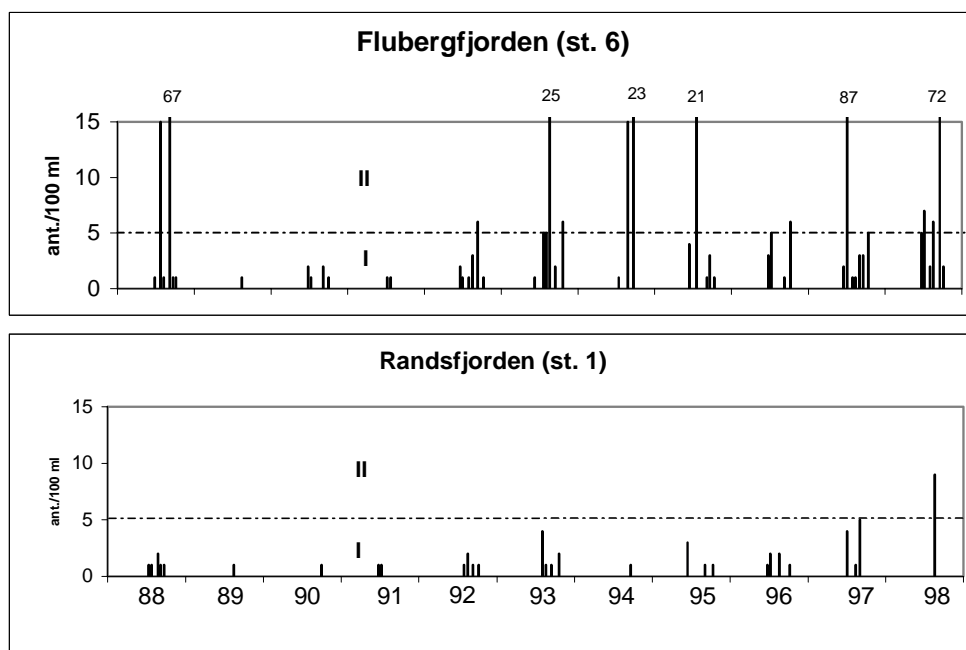


Figur 21. Kroppslengder av dominerende *Daphnia*-art i Dokkfløymagasinet. Figuren viser gjennomsnittslengder og variasjonsbredder for voksne hunner av *Daphnia longispina* i årene 1991-95 og *Daphnia galeata* i 1996-98.

2.7 Fekale indikatorbakterier

Resultatene av de hygienisk/bakteriologiske analysene er gitt i tabell i vedlegget og vist i Fig. 22. Forekomsten av fekale indikatorbakterier (termotabile koliforme bakterier) er et følsomt mål for påvisning av kloakk og tilførsler av avføring fra varmblodige dyr (f.eks. sig fra gjødselkjellere).

Den hygienisk/bakteriologiske vannkvaliteten var stort sett god på hovedstasjonen i Randsfjorden i 1998 i likhet med tidligere år. Innholdet av fekale indikatorbakterier var vanligvis lavt også i Flubergfjorden, men bakterier ble påvist i de fleste tilfellene, og konsentrasjonen var relativt høy i midten av september etter et kraftig regnvær 4-5 dager før prøvetakingen. Også tidligere år ble det registrert til dels høye bakterietall ved en del tilfeller.



Figur 22. Tidsutviklingen i mengden fekale indikatorbakterier (termotabile koliforme bakterier) på 1 m dyp i Randsfjorden st. 1 og 6 i vekstsesongen årene 1988-98.

2.8 Miljøgifter i sedimenter

Resultatene fra analysene av miljøgifter i sedimenter er gitt i vedlegget. Disse er også presentert tidligere sammen med resultatene fra andre innsjøer i Norge (Rognerud et al. 1997a og b).

Det var lave konsentrasjoner av de organiske mikroforurensningene PCB og PAH i overflatesedimentet både i Flubergfjorden og ved Jevnaker. Andelen potensielt kreftfremkallende PAH var klart større ved Jevnaker (ca. 50 % KPAH) enn i Flubergfjorden (ca. 10 % KPAH). Påslaget av forurensninger var lite i Flubergfjorden for alle de undersøkte metallene med unntak av kvikksølv og sink som hadde moderate påslag. Ved Jevnaker ble det registrert moderat forurensning av sedimentet for metallene kadmium, sink, kvikksølv, nikkel og selen, mens forurensningsgraden var stor for bly og særlig antimon.

3. Diskusjon

Neddemmingen av store arealer skogsmark og myr i Dokkfløymagasinet førte til utvasking av bl.a næringsalter og humus fra områdene som ble satt under vann. Dette gav sekundære effekter i form av økt produksjon av alger, dyreplankton og fisk (reguleringseffekten) på liknende måte som i andre reguleringsmagasin (Rodhe 1964, Elgmork 1972, Faugli et al. 1993, Paterson et al. 1997). I de siste to årene har konsentrasjonene av fosfor og humus blitt redusert samtidig som siktedypet har økt. Algemengdene var også lavere i 1998 enn i 1996 og -97. Gjennomsnitts-biomassen av krepsdyrplankton har blitt redusert med ca. 50 % i løpet av perioden 1991-98. I tillegg har reguleringssonen i den senere tid virket nokså utvasket sammenliknet med i de første årene etter oppdemmingen. Til sammen tyder disse observasjonene på at toppen av reguleringseffekten er passert. Planteplanktonet var dominert av små og store chrysomonader, svelgflagellater og kiselalgen *Aulacoseira alpigena* spesielt på høsten. Ut fra mengden og sammensetningen av alger samt konsentrasjoner av næringsalter kan Dokkfløymagasinet i 1998 karakteriseres som en næringsfattig innsjø med meget god vannkvalitet (jfr. Brettum 1989, Andersen et al. 1997).

Oppdemmingen førte til stor produksjon av krepsdyrplankton-arter som kan utnytte bakterier (f.eks. *Daphnia longispina*, *Daphnia cristata* og delvis *Holopedium gibberum*) og/eller dødt organisk materiale (f.eks. *Acanthodiptomus denticornis* og *Bosmina longispina*) som føde (Geller & Müller 1981, Hessen et al. 1989 og 1990). Tilbakegangen i bestandene av flere arter i perioden 1991-98 skyltes antagelig både redusert mattilgang i form av bakterier, alger og dødt organisk materiale, men også et økende beitepress fra planktonspisende fisk som aure, sik og abbor (Zaret 1980, Eriksen et al. 1998). Innen gruppen *Daphnia* skjedde en endring fra dominans av den storvokste arten *D. longispina* (middellengde av voksne hunner ca. 2,0 mm) i årene 1991-95 til dominans av den noe mindre *D. galeata* (middellengde ca. 1,7 mm) f.o.m. 1996 som trolig skyltes økt beitepress fra fisk (jfr. Nilsson & Pejler 1973). På bakgrunn av artssammensetningen og størrelsesfordelingen kan likevel beitepresset fra planktonspisende fisk i Dokkfløymagasinet betegnes som moderat de senere årene. Biomassen av krepsdyrplankton var fortsatt relativt høy i 1998, til tross for nedgangen i perioden 1991-98. I Randsfjorden (begge stasjonene) var til sammenlikning middelbiomassen ca. 50 % mindre de fleste årene.

Flubergfjordens vannkvalitet påvirkes av avrenning fra fjell-, skog- og jordbruksområder med i hovedsak spredt bosetning, fra tettstedet Dokka og av driftsvannføringen fra Dokka kraftverk. Siktedypet reduseres raskt i Flubergfjorden spesielt ved flomsituasjoner når innsjøen tilføres store mengder brunt og grumset vann fra nedbørfeltet. Etter at kraftvekene kom i drift, har vanntilførselen til Flubergfjorden i sommerhalvåret blitt redusert, mens den har økt tilsvarende i vinterhalvåret. Det vil si at vanngjennomstrømmingen i det øvre varme vannlaget (epilimnion) har blitt mindre i vekstsesongen. Flubergfjorden er et relativt grunt basseng (middeldyp 14,7 m) som er delvis adskilt fra Randsfjordens hovedvannmasser med en innsnevring og en terskel ved Fluberg bru. I diskusjonen nedenfor betrakter vi derfor Flubergfjorden nærmest som en egen innsjø, men en må være oppmerksom på at vannkvaliteten i Flubergfjorden også påvirker vannkvaliteten i Randsfjordens hovedvannmasser. Anleggsdriften og stor sommervannføring i 1988 førte f.eks. til markert dårligere sikt i vannet og relativt høye konsentrasjoner av partikler og fosfor ikke bare Flubergfjorden, men i avtagende grad også lengre sørover i Randsfjorden (Faafeng et al. 1987, Rognerud et al. 1992). Størstedelen av dette fosforet var partikkelbundet og sank til bunns sørover i bassenget. Det ga følgelig ikke noe utslag i økt algevekst.

Flubergfjordens vannkvalitet så som nevnt ut til å bli gradvis dårligere utover på 1990-tallet (til og med 1997). Hva kan årsaken(e) til denne utviklingen ha vært? Har f.eks. utlippene blitt større, eller er andre faktorer viktigere? Størstedelen av fosfortilførslene skjer sannsynligvis i forbindelse med

flommer. Mye av dette fosforet stammer fra naturlig arealavrenning og avrenning fra f.eks. korndyrkingsarealer. Det er i stor grad knyttet til partikler og derfor mindre tilgjengelig for algevekst enn fosfor som stammer fra f.eks. sig fra gjødselkjellere, urensset kloakk eller sandfilterrenset kloakk (Berge og Källqvist 1990). I forbindelse med kraftig regnvær øker imidlertid sjansene for overløp og lekkasjer fra kloakknettene slik at algetilgjengelig fosfor tilføres vassdragene. Vi har ikke opplysninger som skulle tilsi økende tilførsler på grunn av f.eks. mere lekkasjer eller overløp fra kloakknettene de senere årene. Det ble imidlertid oftere observert relativt høye konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier i Flubergfjorden i perioden 1993-98 enn først på 1990-tallet, og høye bakterietall ble vanligst observert like etter perioder med mye regn. Det kan skyldes tilførsler av kloakk fra de kommunale nettene, fra spredt bebyggelse (separate anlegg) eller f.eks. avrenning av husdyrgjødsel fra dyr på beite. Flubergfjorden ser med andre ord ut til å være nokså sårbar med hensyn til fekal forurensning i forbindelse med store nedbørmengder.

De totale fosfor-utslippene fra de kommunale renseanleggene i nærområdet til Flubergfjorden (Dokka, Fluberg og Odnos) har ikke økt de senere årene (Marius Hægh, Driftsassistenten for Oppland pers. oppl.). I forbindelse med beregninger av fosfortilførslene til Flubergfjorden i 1998 ble det konkludert med at arealavrenning fra dyrket mark og utslipp fra spredt bosetting var de dominerende kildene til "menneskeskapt", algetilgjengelig fosfor, men tidsutviklingen for disse kildene ble ikke vurdert (Løvik 1998). Innen jordbruket har det i løpet av den siste 10-årsperioden blitt gjennomført forskjellige tiltak for å begrense uønskede utslipp av næringssalter. Dette har bl.a. ført til at de fleste brukene skal ha fått utbedret gjødselkjellerne slik at de nå skal ha tilstrekkelig kapasitet til en forsvarlig håndtering av husdyrgjødsel.

I Etna ble det observert økning i middelkonsentrasjonen av fosfor ved målestasjonen nærmest samløp med Dokka i perioden 1990-96, mens den var markert lavere i 1997 (Fossum 1998). Middelerdiene er imidlertid basert på relativt få målinger, slik at en vurdering av tidsutviklingen i Etna blir nokså usikker. Konsentrasjonen av fosfor har de fleste årene vært høyere i Dokkfløymagasinet enn i Flubergfjorden, men en betydelig del av dette fosforet har antagelig vært bundet til humus og derfor i liten grad tilgjengelig for algevekst. Mesteparten av vannet tappes dessuten utenom vekstseongen for alger, og noe av fosforet fra Dokkfløymagasinet vil antagelig sedimentere ut i Kjøljuadammen før vannet når Flubergfjorden via kraftverket.

Redusert vannutskifting i sommerhalvåret som følge av Dokka-utbyggingen har sannsynligvis ført til at denne nordlige delen av Randsfjorden (Flubergfjorden) har blitt mere utsatt for en økt konsentrasjon av fosfor i tilførselsvannet (jfr. Vollenweider 1976). Noe forenklet kan en si at mulighetene for å fortynne utslipp av næringssalter f.eks. fra næredbørfeltet har blitt mindre i vekstsesongen. Fosforbelastningsmodeller utarbeidet på grunnlag av data fra norske innsjøer angir at 7 µg P/l bør brukes som øvre grense for akseptabel fosfor-konsentrasjon i en "innsjø" som Flubergfjorden med middeldyp på ca. 15 m (Rognerud, Berge & Johannessen 1979, Berge 1987). I de senere årene har middelkonsentrasjonen av fosfor variert i intervallet ca. 6-8 µg P/l, og de mest markerte algeoppblomstringene oppstod i de årene da middelkonsentrasjonen var høyere enn 7 µg P/l og vannutskiftingen var forholdsvis liten (1996 og 1997). 1998 var et år med relativt stor vannutskifting i sommerhalvåret, og da var både fosfor-konsentrasjonene og algemengdene lave. Den anbefalte grensen for øvre akseptabel fosfor-konsentrasjon fra de siterte modellbetraktningene ser derfor ut til å passe bra for Flubergfjorden.

Som oppsummering kan vi si: Dokka-utbyggingen førte til at Flubergfjorden antagelig har blitt tilført noe mere fosfor fra de øvre delene av nedbørfeltet enn den ble før reguleringen pga utvaskingen fra de neddemte arealene i Dokkfløymagasinet. Dette fosforet har delvis vært lite algetilgjengelig pga binding til humus, og storparten har blitt tilført Flubergfjorden i vinterhalvåret, dvs. utenom vekstsesongen for alger. Bortfallet av "fortynnende fjellvann" og redusert vannutskifting i sommerhalvåret har sannsynligvis vært vel så viktige faktorer for vannkvaliteten i Flubergfjorden, som

dermed har blitt mere sårbar for menneskeskapt tilførsler fra Dokka-området og nærområdene etter reguleringen.

Vannkvaliteten endrer seg betydelig fra Flubergfjorden til hovedstasjonen ved Grymyr. På vannets veg sørover i Randsfjorden skjer det bl.a. en stadig avfarging og sedimentasjon av partikler slik at vannet ved hovedstasjonen er relativt klart og har et stort siktedyp. Samtidig tilføres næringssalter (spesielt nitrogenforbindelser) og andre salter fra berggrunn, løsmasser, de store jordbruksområdene i Hadelandsregionene samt fra annen menneskelig aktivitet. I 1988 var siktedypet i gjennomsnitt 1-2 m mindre også ved hovedstasjonen enn det har vært i de senere årene, og konsentrasjonen av fosfor var til tider relativt høy. På den tiden ble antagelig vannmassene i så og si hele Randsfjorden påvirket av anleggsvirksomheten og tilførslene av partikkelholdig vann. Siden 1994 har sikten ved hovedstasjonen avtatt noe sammenlignet med først på 1990-tallet. Den viktigste forklaringen til dette er antagelig at det har skjedd en moderat økning i konsentrasjonen av humussyrer i den samme perioden. Det var en statistisk signifikant sammenheng mellom siktedyp og humuskonsentrasjon målt som vannets farge i perioden 1990-98, og det har ikke skjedd noen økning av mengden alger eller andre partikler som kan forklare nedgangen i siktedypet ved hovedstasjonen. Lavest siktedyp på 1990-tallet ble observert i tilknytning til "storflommen" i 1995.

Det har ikke skjedd endringer av betydning i konsentrasjonen av nitrogenforbindelser i Randsfjorden eller i Dokkfløymagasinet på 1990-tallet. Anleggsarbeidene med bl.a. mye tunellsprengning førte heller ikke til nevneverdig økning i nitrat-konsentrasjonen i Randsfjorden slik man kanskje kunne forvente (Rognerud et al. 1992). Den observerte nedgangen i silikatkonsentrasjonen i innsjøen (ca. 0,5 mg/l i perioden 1988-98) skyldes mest sannsynlig at konsentrasjonene økte noe i forbindelse med anleggsvirksomheten i 1987-89, og at det deretter har skjedd en gradvis fortynning. Endringen av tilrenningsmønsteret over året som følge av reguleringen kan også ha hatt betydning. Det har ikke skjedd noen økning i mengden av f.eks. kiselalger som kan forklare denne nedgangen i silikatkonsentrasjonen.

Konsentrasjonen av fosfor har hatt en liknende utvikling på hovedstasjonen som i Flubergfjorden i de senere årene, dvs. den økte i perioden 1992-97, men var markert lavere i 1998. Middelkonsentrasjonen har i hele denne perioden vært innenfor intervallet som er betegnende for "meget god" vannkvalitet (Andersen et al. 1997). Kjemilaboratoriet endret metoden i 1998 slik at avlesningene ble mere presis for lave konsentrasjoner enn de var tidligere (I.M. Bjørke, Øst-lab as pers. oppl.). Dette kan til en viss grad ha medvirket til de lave verdiene som ble målt i 1998. Mengden og sammensetningen av alger ved hovedstasjonen var i samsvar med det som er vanlig i næringsfattige innsjøer, med dominans av gullalger, svelgflagellater og kiselalger (Brettum 1989). Situasjonen synes i hovedsak å ha vært stabil både med hensyn til algemengder og den prosentvise sammensetningen av algegrupper i perioden fra 1988 til og med 1998. Den hygienisk/bakteriologiske vannkvaliteten var stort sett meget god på hovedstasjonen i likhet med tidligere år. Denne delen av Randsfjorden ser ut til å være mindre sårbar for fekal forurensning enn Flubergfjorden. Det skyldes først og fremst at forurensningene fordeles på et langt større vannvolum enn i Flubergfjorden.

De regionale forskjellene og tidsutviklingen innen krepsdyrplanktonet i Randsfjorden i perioden 1988-97 har blitt undersøkt ved hjelp av multivariat statistikk (Løvik & Andersen 1999). De viktigste konklusjonene fra dette arbeidet skal nevnes her, mens artikkelen i sin helhet er i vedlegget. Graden av beitepress fra planktonspisende fisk har antagelig stor betydning for de regionale forskjellene og endringene over tid når det gjelder mengden av de forskjellige artene. Påvirkningen av andre faktorer som algebiomasse og vannets oppholdstid var vanskelig å identifisere i den statistiske analysen. Beitepresset fra planktonspisende fisk har sannsynligvis vært sterkere i Flubergfjorden enn ved hovedstasjonen hele tiden, og det har økt over tid fra 1988 til 1997 ved begge stasjonene. Dette har trolig sammenheng med livsyklus og vandringsmønsteret hos siken i Randsfjorden (Qvenild 1981, Styrvold et al. 1981) samt de store endringene i bestanden som har skjedd i løpet av perioden (Skurdal et al. 1993, Lindås et al. 1996 og 1997).

I 1998 var mengden og artssammensetningen av krepsdyrplankton ikke vesentlig forskjellig fra de foregående årene ved hovedstasjonen, men flere av de dominerende artene hadde små bestander i Flubergfjorden. Dette kan bl.a. skyldes lav vanntemperatur og mindre fødetilgang i form av beitbare alger i 1998.

Konsentrasjonen av de organiske mikroforurensningene PCB og PAH i sedimenter (prøver innsamlet i 1994) var lave både i Flubergfjorden og ved Jevnaker (jfr. Rognerud et al. 1997a). Høyere andel av potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) ved Jevnaker skyltes antagelig påvirkning fra industrivirksomhet i søndre del av fjorden. De observerte nivåene av KPAH var imidlertid lave og på størrelse med det som er vanlig å finne i norske innsjøer som i hovedsak er påvirket av atmosfæriske avsetninger av langtransporterte forurensninger (Rognerud et al. 1997a). Forbindelsene er dessuten bundet i sedimentet og anses derfor ikke å representere noen fare for bruken av innsjøen f.eks. i drikkevannssammenheng (Winter-Larsen 1998).

Når det gjalt tungmetaller og andre sporelementer, skyltes antagelig påslaget av forurensninger først og fremst atmosfærisk nedfall for vanadium og kvikksølv, mens forurensningen trolig var hovedsakelig lokalt betinget (lokal industri) for elementene nikkell og antimon (jfr. Rognerud et al. 1997b). For elementene arsen, bly, selen, kadmium og sink skyltes forurensningen sannsynligvis både lokale kilder til vann og luft og noe fra langtransporterte forurensninger. Det kan her nevnes at glassverkene bruker tungmetaller i sin produksjon (farging av glass). Vanlig brukte metaller er bl.a. arsen, bly, kobolt, kadmium, kobber, barium, mangan, selen og krom (oppl. fra Hadeland Glassverk). Sig fra deponier for produksjonsavfall fra glassverkene eller nedfall fra utslipp til luft kan være noen av kildene til forhøyde konsentrasjoner av de nevnte metallene i sedimentet. Prøvene ble samlet inn fra ca. 60 m dyp omlag 2 km nord for Jevnaker, og en kan ikke se bort i fra at konsentrasjonene i sedimentet kan være høyere nærmere glassverkene.

4. Litteratur

Referert litteratur og andre rapporter og publikasjoner om Dokkfløymagasinet og Randsfjorden:

- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:04. 31 s.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15 m. NIVA-rapport. Løpenr. 2001. 44 s.
- Berge, D. og Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forureningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport. Løpenr. 2367. 130 s.
- Brabrand, Å. og S.J.Saltveit 1993. Konesjonsbetingede etterundersøkelser i Dokka. Årsrapport 1992. Notat Lab.Ferskv.Økol.Innlandsfiske, Oslo, 2/93. 17s.
- Brabrand, Å., Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunnedyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland fylke. Rapp. Lab. Ferskv.Økol. Innlandsfiske, Oslo, 111, 91 s.
- Brabrand, Å., Saltveit, S.J. og Bremnes T. 1996. Dokkareguleringen. Del 1: Fiskeribiologiske undersøkelser i Dokka etter reguleringen i 1989. Rapp. Lab. Ferskv.Økol. Innlandsfiske, Oslo, 163: 1-57.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. og Rørslett, B. 1994. Vannvegetasjon i Dokkadeltaet, Randsfjorden. Status og vurdering av konsekvenser av Dokka-reguleringen. NIVA-rapport. Løpenr. 3126. 82 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapport. Løpenr. 2344. 111 s.
- Elgmork, K. 1964. Dynamics of zooplankton communities in some small inundated ponds. *Folia limnol. Scand.* 12.
- Elgmork, K. (Red.) 1972. Liv i regulerte vassdrag. NVE. Kraft og miljø nr. 1. 49 s.
- Enge, K. 1959. Om siken i Randsfjorden. *Fauna* 3, 123-135.
- Eriksen, H., Lindås, O.R. og Hegge, O. 1998. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland – Fagrapport 1997. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 4/98, 69 s.
- Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. og Eikenæs, O. (Red.) 1993. Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE Publikasjon 13: 1-638.
- Fossum, S. 1998. Lokal overvåking av vannkvaliteten i Oppland 1997. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/98, 16 s. + vedlegg.
- Faafeng, B. 1979. Undersøkelser av Randsfjorden og Vigga 1978 Fremdriftsrapport nr. 1. NIVA-rapport. Løpenr. 1105. 18 s.
- Faafeng, B., Alsaker-Nøstdahl, B., Kjellberg, G., Løvik, J.E., Sahlqvist, E.-Ø. og Tjomsland, T. 1979. Undersøkelser av Randsfjorden 1978. Konklusjon, sammendrag, diskusjon. NIVA-rapport. Løpenr. 1155. 13s.

- Faafeng, B., Alsaker-Nøstdahl, B., Kjellberg, G., Løvik, J.E., Sahlqvist, E.-Ø. og Tjomsland, T. 1979. Randsfjorden 1978. Årsrapport. NIVA-rapport. Løpenr. 1158. 164 s.
- Faafeng, B. og Tjomsland, T. 1980. Randsfjorden 1979. Resultater fra hovedundersøkelsen. Strøm- og spredningsstudier i nord- og sørenden av Randsfjorden. NIVA-rapport. Løpenr. 1219. 48 s.
- Faafeng, B., Brettum, P., Gulbrandsen, T., Rørslett, B., Sahlqvist, E.Ø. og Løvik, J.E. 1981. Randsfjorden. Vurdering av innsjøens status 1978 - 80 og betydningen av planlagte reguleringer i Etna og Dokka. Konklusjoner og sammendrag. NIVA-rapport. Løpenr. 1341.
- Faafeng, B., Brettum, P., Gulbrandsen, T., Løvik, J.E., Rørslett, B. og Sahlqvist, E.Ø. 1981. Randsfjorden. Vurdering av innsjøens status 1978 - 80 og betydningen av planlagte reguleringer i Etna og Dokka. Hovedrapport. NIVA-rapport. Løpenr. 1342. 138 s.
- Faafeng, B., Løvik, J.E., og Sahlqvist, E.-Ø. 1982. Rutineovervåking av Randsfjorden 1981. Overvåkingsrapport 35/82. NIVA-rapport. Løpenr. 1373. 18 s.
- Faafeng, B., Brettum, P. og Løvik, J.E. 1987. Slamtransport i Dokka og nordre del av Randsfjorden høsten 1986 - våren 1987. NIVA-rapport. Løpenr. 2003. 28 s.
- Faafeng, B., Brettum, P. og Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 389/90. NIVA-rapport. Løpenr. 2355. 57 s. + vedlegg.
- Geller, W. and Müller, H. 1981. The filtration apparatus of Cladocera: Filter mesh-sizes and their implications on food selectivity. *Oecologia* 49: 316-321.
- Halvorsen, G. Planktoniske og littorale krepsdyr innenfor vassdragene Etna og Dokka. Rapp. Kontaktutvalget for Vassdragsreg., Universitetet i Oslo, 11: 1-95.
- Hessen, D. O., Andersen, T. and Lyche, A. 1989. Differential grazing and resource utilization of zooplankton in a humic lake. *Arch. Hydrobiol.* 114: 321-347.
- Hessen, D. O., Andersen, T. and Lyche, A. 1990. Carbon metabolism in a humic lake: Pool sizes and cycling through zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 35: 84-99.
- Hindar, K. og Balstad, T. 1996. Dokkareguleringen. Del 2: Genetisk analyse av storørret og elveørret i Dokka. Rapp. Lab. Ferskv.Økol. Innlandsfiske, Oslo, 163: 58-77.
- Holtan, H. 1970. Randsfjorden. En limnologisk undersøkelse 1967-1968. NIVA-rapport. Løpenr. 0282. 81 s.
- Holtan, H. 1970. Randsfjorden og Tyrifjorden. Vannkvalitet og forurensningspåvirkning. NIVA-rapport. Løpenr. 0262. 9 s.
- Kjellberg, G. 1995. Tiltaksorientert overvåking i Vigga-vassdraget, Lunner og Gran kommuner. Delprosjekt: Biologisk befaringsundersøkelse i 1994. NIVA-rapport. Løpenr. 3242. 42 s.
- Kroken, A. og Faugli, P.E. (red.) 1990. Etterundersøkelser i Dokka. Norges Vassdrags- og Energiverk. Publikasjon nr. V 43. 183 s.
- Lindås, O.R., Eriksen, H. og Hegge, O. 1996. Fiskeribiologiske undersøkelser i Randsfjorden og Dokka-Etna etter regulering av Dokka. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 8/96, 34 s + vedlegg.
- Lindås, O.R., Eriksen, H. og Hegge, O. 1997. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland – Fagrapport 1996. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 2/97, 68 s.

- Lingsten, L. 1981. Dokka/Etna-vassdraget. Undersøkelser i forbindelse med plan om kraftverksutbygging; Vannkvalitet. Virkninger av reguleringsinngrep. Forslag til minstevannføringer. NIVA-rapport. Løpenr. 1270. 90 s.
- Løvik, J.E. 1980. Dyreplankton i Randsfjorden. Fauna 33, 18-28.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1993. Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Årsrapport for 1992. (Overvåkingsrapport 519/93). NIVA-rapport. Løpenr. 2880. 28 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1995. Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Datarapport fra undersøkelsene i 1994. Overvåkingsrapport NIVA-rapport. Løpenr. 3196. 22 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1996. Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Datarapport for undersøkelsene i 1995. NIVA-rapport. Løpenr. 3403/96. 24 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1997. Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Datarapport for undersøkelsene i 1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3660/97. 25 s.
- Løvik, J.E. 1998. Fosfortilførsler til Randsfjorden – betydningen av fosforutslipp fra bebyggelse. NIVA Østlandsavdelingen, notat. 16 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1998. Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Datarapport for undersøkelsene i 1997. NIVA-rapport. Løpenr. 3822/98. 28 s.
- Løvik, J.E. and Andersen, T. 1999. Temporal and spatial patterns in the zooplankton community structure of a large, oligotrophic lake (Randsfjorden, SE Norway). Submitted manus at the 27th SIL-congress, Dublin 1998. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27 (in press).
- Paterson, M.J., Findlay, D., Beaty, K., Findlay, W., Schindler, E.U., Stainton, M. and McCullough, G. 1997. Changes in the planktonic food web of a new experimental reservoir. Can. J. fish. Aquat. Sci. 54: 1088-1102.
- Qvenild, T. 1981. Fisket i Randsfjorden 1978-80. Fauna 34, 116-122.
- Rodhe, W. 1964. Effects of impoundment on water chemistry and plankton in Lake Ransaren (Swedish Lappland). Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 15: 437-443.
- Rognerud, S. 1975. Hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i Holsfjorden 1972-73, samt en sammenlikning med Krøderen, Sperillen og Randsfjorden. Hovedfagsoppgave UiO.
- Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M. 1979. Telemarksvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-79. NIVA-rapport. Løpenr. 1147. 82 s.
- Rognerud, S., Brettum, P. og Romstad, R. 1989. Undersøkelser av Randsfjorden og Dokka 1988-92. Årsrapport for undersøkelsen i 1988 (Overvåkingsrapport 360/89). NIVA-rapport. Løpenr. 2256. 40 s.
- Rognerud, S. og Romstad, R. 1990. Undersøkelser av Randsfjorden og Dokka 1988-92. Årsrapporten for 1989. (Overvåkingsrapport 399/90). NIVA-rapport. Løpenr. 2403. 34 s.
- Rognerud, S., Løvik, J.E. og Brettum, P. 1991. Undersøkelse av Randsfjorden og Dokka 1988-1992. Årsrapport for 1990. (Overvåkingsrapport 451/91). NIVA-rapport OR-2575. 39 s.
- Rognerud, S., Løvik, J.E. og Brettum, P. 1992. Undersøkelser av Randsfjorden og Dokka. Sluttrapport for undersøkelsene i 1988-91. NIVA-rapport. Løpenr. 2746. 39 s.
- Rognerud, S. og J.E.Løvik 1994. Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Årsrapport for undersøkelsene i 1993. NIVA-rapport. Løpenr. 3048. 29s.

- Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E. 1997a. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. NIVA-rapport. Løpenr. 3699-97. 37 s. + vedlegg.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Løvik, J.E. og Skotvold, T. 1997b. Miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 2. Tungmetaller og andre sporelementer. NIVA-rapport. Løpenr. 3880-97. 44 s. + vedlegg.
- Skurdal, J., Hegge, O., Eriksen, H. og Qvenild, T. 1993. Sikfisket i Randsfjorden. I: Skurdal, J. (red.). Innlandsfiske: næringsfiske og utfisking. DN-notat nr. 2/93, 152 s. + vedlegg.
- Styrvold, J.-O., Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka. III. Studier av ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka. Rapp. Lab. Ferskvøkol. Innlandsfiske, Oslo, 46: 1-103.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33: 53-83.
- Winter-Larsen, T. 1998. Forurensede ferskvannssedimenter. Oversikt over tilstand og prioriteringer. Statens forurensningstilsyn. Rapport 98:16. 36 s.
- Zaret, T.M. 1980. Predation and freshwater communities. New haven and London Yale University Press. 187 pp.
- Østdal, T. 1995. Vannkvalitet i Viggavassdraget 1994. Østlandsforskning. Rapp. nr. 6/95. 14 s.
- Østrem, G., Flakstad, N. og Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Medd. nr. 48 fra Hydrologisk avdeling. 128 s.

5. Vedlegg

Tabell I. Primærdata fra undersøkelsene i Randsfjorden og Døkkfløymagasinet i 1998.

	23.6	6.7	20.7	3.8	18.8	1.9	17.9	6.10	Midd.v.
Kl.a (µg/l)									
R 1	1,39	1,32	1,43	1,49	1,52	1,36	1,17	1,18	1,36
R 6	2,08	1,08	1,65	1,82	2,22	1,34	0,88	0,69	1,47
Dok	0,65	1,85	1,03	1,35	1,13	1,20	1,41	0,75	1,17
Tot-P (µg/l)									
R 1	4,5	5,1	4,5	3,6	3,1	3,7	4,4	2,8	4,0
R 6	7,2	6,1	6,1	5,4	4,7	4,4	7,2	4,8	5,7
Dok	7,9	9,7	5,6	7,3	4,2	4,4	4,9	4,2	6,0
Tot-N (µg/l)									
R 1	560	569	580	533	521	523	523	548	545
R 6	321	287	295	271	303	321	295	316	301
Dok	337	263	224	241	210	233	235	256	250
NO3 (µg/l)									
R 1	396	396	384	398	359	346	357	369	376
R 6	93	85	88	92	114	107	92	132	100
Dok	31	28	30	30	29	30	30	36	31
Silisium (mg/l)									
R 1	2,8	2,9	1,8	2,6	2,6	1,9	2,7	2,8	2,5
R 6	2,6	2,7	1,9	2,8	1,9	1,9	2,7	1,8	2,3
pH									
R 1	7,42	7,26	7,14	7,32	7,30	7,24	7,32	7,28	7,29
R 6	6,96	6,85	6,84	7,07	7,21	7,00	6,93	6,95	6,98
Dok	6,64	6,59	6,58	6,66	6,71	6,80	6,80	6,73	6,69
Alk (mmol/l)									
R 1	0,242	0,240	0,237	0,238	0,240	0,234	0,233	0,239	0,238
R 6	0,141	0,146	0,156	0,175	0,189	0,180	0,154	0,165	0,163
Dok	0,078	0,078	0,078	0,082	0,086	0,089	0,088	0,092	0,084
Turb. (NTU)									
R 1	0,39	0,33	0,28	0,34	0,33	0,33	0,37	0,33	0,34
R 6	1,0	0,77	0,58	0,60	0,74	0,55	1,1	0,70	0,76
Dok	0,82	0,64	0,46	0,37	0,50	0,57	0,53	0,50	0,55
Farge (mgPt/l)									
R 1	17	16	16	17	16	16	16	18	17
R 6	27	28	23	22	21	22	33	25	25
Dok	27	27	25	25	23	25	24	25	25
Siktedyp (m)									
R 1	6,9	8,0	8,0	6,8	6,8	7,7	8,0	8,6	7,6
R 6	4,4	4,6	5,6	4,8	4,7	5,4	3,7	4,8	4,8
Dok	4,0	6,2	5,7	5,8	5,7	5,1	6,0	4,6	5,4
Termost.koli									
R 1	0	0	0	0	9	0	0	0	1
R 6	5	7	0	2	6	0	72	2	12

Tabell II

Kvantitative planteplankton analyser: D o k k f l ø y v a t n

Dato =>	980625	980706	980720	980803	980818	980901	980917	981006
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter								
Cyanophyceae (blågrønnalger)								
Anabaena lemmermannii	.	.	.	8.6	.	9.4	.	.
Chlorophyceae (grønnalger)								
Ankistrodesmus falcatus	.	.	.	0.1
Botryococcus braunii	.	.	0.7	.	.	0.7	0.7	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	0.7	0.7
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.3	.	.	.
Closterium setaceum	0.6	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	0.7	0.5	0.7	0.7	0.7
Gyromitus cordiformis	.	.	0.4	.	2.5	2.6	0.6	0.6
Koliella sp.	0.1	.	0.2
Monoraphidium dybowskii	0.2	0.2	1.4	0.5	1.9	2.9	1.4	1.8
Monoraphidium griffithii	0.7	.	0.2	.
Oocystis marssonii	0.5	0.2	0.1	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	.	.	0.9	2.5	4.3	3.6	0.8
Paramastix conifera	2.4	0.8
Selenastrum capricornutum	0.2
Sphaerocystis Schroeteri	0.7	.
Staurodesmus incus	0.3	.	.
Ubest.gr.flagellat	0.2	.	.	.
Sum	3.4	1.8	2.6	2.0	8.9	11.7	8.6	4.1
Chrysophyceae (gullalger)								
Aulomonas purdyi	.	.	.	0.1
Bitrichia chodatii	.	.	0.3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0.1	1.6	3.4	5.0	2.9	2.7	1.9	0.1
Chrysochromulina parva	0.1
Chrysococcus cordiformis	.	.	0.4	0.6
Chrysolykos skujai	0.9	0.3
Craspedomonader	4.1	0.1	0.3	0.7	1.7	2.3	3.7	1.1
Dinobryon borgei	0.4	0.2	0.1	.	0.5	0.2	0.3	.
Dinobryon crenulatum	.	0.4
Dinobryon cylindricum var.alpinum	0.2
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	.	.	0.2
Kephyrion sp.	0.5	1.3	0.4	0.5	0.1	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	0.5	1.2	1.6	0.5	3.0	0.5	.
Mallomonas caudata	.	.	1.2
Mallomonas spp.	.	0.4	1.7	.	2.0	2.3	6.0	2.0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6.5	7.9	6.8	5.0	6.4	5.0	4.4	4.4
Pseudokephyrion alaskanum	.	0.1	0.2
Små chrysomonader (<7)	17.1	29.5	8.8	6.0	10.2	11.4	8.4	6.4
Spiniferomonas sp.	0.6	.	.	.
Stelexomonas dichotoma	1.4	.
Store chrysomonader (>7)	12.1	19.8	3.4	2.6	6.9	3.4	6.0	6.0
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0.5	1.0	1.3	3.0	1.1	1.7	0.7	0.3
Ubest.chrysophyceae	1.2	.	1.1	0.5	0.3	0.8	1.6	.
Sum	43.6	63.2	30.5	25.8	33.2	32.6	35.0	20.3
Bacillariophyceae (kiselalger)								
Asterionella formosa	.	.	.	0.1
Aulacoseira alpigena	.	0.2	0.6	2.7	5.9	9.4	43.3	23.7
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	0.4	1.4	.	3.5	6.8	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	0.3
Fragilaria sp. (l=30-40)	0.5
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	.	0.1	.	.	0.3	0.2	.
Sum	0.5	0.2	1.4	4.2	5.9	13.1	50.3	23.7
Cryptophyceae								
Cryptaulax vulgaris	0.3	.	.	0.3	0.9	1.0	0.3	0.8
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	0.4	0.4	.	1.1	1.3	11.8	0.7
Cryptomonas marssonii	.	0.5	1.8	1.2	1.0	1.4	2.6	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0.2	1.8
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0.5	0.2	2.4	3.1	5.5	3.6	6.2	2.6
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.	8.5	.	.	.	0.5	5.0	2.0
Katablepharis ovalis	3.6	9.1	1.4	1.9	1.9	3.6	1.7	0.5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	7.9	19.7	8.2	8.7	23.5	24.2	14.9	4.6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	5.2	.	3.5	6.3	4.6	3.3	0.6
Sum	12.4	45.3	14.2	18.7	40.2	40.1	45.8	11.8
Dinophyceae (fureflagellater)								
Cyster av dinophyceer	.	6.6
Gymnodinium cf.lacustre	8.9	3.0	.	.	.	1.1	4.0	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0.5	.	0.5	.	.	.	1.9	0.2
Gymnodinium sp. (l=28-30 b=33-36)	.	4.0	.	.	.	1.7	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	2.4	1.7	1.2
Peridinium willei	.	9.0	9.0
Ubest.dinoflagellat	1.4	4.8	0.5	0.5
Sum	13.2	29.1	10.7	.	.	2.8	6.4	0.8
My-alger								
My-alger	9.5	6.5	15.9	7.8	15.4	7.5	7.2	3.6
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	82.6	145.9	75.4	67.2	103.6	117.3	153.3	64.3

Tabell III

Kvantitative planteplankton analyser: Randsfjorden (St. 11)

Dato =>	980623	980706	980720	980803	980818	980901	980917	981006
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter								
Cyanophyceae (blågrønnalger)								
Chroococcus minutus	0.2	.	.
Chlorophyceae (grønnalger)								
Ankyra lanceolata	.	.	0.2	.	.	0.7	0.7	.
Botryococcus braunii	.	.	.	3.2
Chlamydomonas sp. (l=12)	0.1	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	1.1	3.0	0.8	0.8	0.3	0.5	0.3	1.1
Crucigenia quadrata	0.6	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	0.3	0.0	.	0.2	0.3	.
Fusota viridis	0.1	.
Gyromitus cordiformis	.	0.2	1.2	.	0.4	0.6	0.2	.
Monoraphidium dybowskii	.	0.5	3.3	7.4	12.4	7.2	6.1	1.6
Monoraphidium griffithii	0.2	0.2	.	.
Oocystis marssonii	.	.	.	0.5
Oocystis submarina v. variabilis	.	0.5	1.3	1.6	0.2	0.8	0.5	0.3
Paramastix conifera	0.5	0.9
Platymonas sp.	0.6	.
Scenedesmus sp. (Sc. bicellularis ?)	0.8	.	1.0	1.3	0.8	.	0.1	.
Selenastrum capricornutum	.	.	.	0.2	0.2	.	.	.
Sphaerocystis schroeteri	.	.	0.3	.	0.5	.	.	.
Ubest. cocc. gr. alge (Chlorella sp.?)	1.3	1.0	0.8	.
Ubest. ellipsoidisk gr. alge	.	.	.	1.0	.	.	0.5	.
Ubest. gr. flagellat	0.2	0.2
Sum	1.9	4.1	8.3	16.1	16.8	11.2	10.8	4.0
Chrysophyceae (gullalger)								
Bitrichia chodatii	0.0	.	.
Chromulina sp. (Chr. pseudonebulosa ?)	0.1	.
Chrysochromulina parva	14.2	8.0	6.4	1.8	1.7	1.3	0.7	0.9
Chrysolynos planctonicus	.	0.6	.	0.5
Craspedomonader	0.5	.	.	.	0.7	0.3	0.3	0.5
Dinobryon borgei	1.3	1.7	0.3	0.4	.	0.1	0.2	0.1
Dinobryon crenulatum	.	0.4	.	.	0.4	.	.	.
Dinobryon cylindricum	0.1	0.1
Dinobryon divergens	.	0.4
Dinobryon sociale v. americanum	1.8	0.4
Dinobryon suecicum v. longispinum	0.6	2.1	1.3	.	1.0	0.1	.	0.1
Kephyrion sp.	0.4	0.1	0.1	.	1.1	0.5	1.8	0.5
Mallomonas akrokomos (v. parvula)
Mallomonas cf. crassisquama	.	.	0.9	.	.	.	2.0	.
Mallomonas spp.	.	2.0	3.2	4.2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6.7	5.7	4.6	4.5	4.4	3.6	10.0	6.5
Snå chrysomonader (<7)	24.3	13.8	13.6	12.9	13.3	6.2	10.0	6.5
Spiniferomonas sp.	0.5	.	0.6	.	.	0.6	.	.
Stelaxomonas dichotoma	0.3	.
Stichogloea doederleinii	1.2	.
Store chrysomonader (>7)	11.2	8.6	11.2	10.3	6.0	6.9	11.2	2.6
Ubest. chrysomonade (Ochromonas sp.?)	1.7	1.8	0.7	3.0	2.0	1.5	0.6	1.2
Ubest. chrysophycee	.	0.1	0.4	.	3.8	0.3	.	.
Uroglana americana	.	1.1
Sum	63.3	46.7	40.0	33.4	34.3	21.5	31.7	16.7
Bacillariophyceae (kiselalger)								
Asterionella formosa	2.2	3.3	2.0	.	0.6	.	.	.
Aulacoseira alpigena	0.5	0.4	0.3	.	1.3	.	2.6	1.1
Aulacoseira italica	0.9
Cyclotella glomerata	1.7	0.2	0.4	1.1	0.9	0.4	0.4	0.2
Cyclotella radiosa	.	.	0.5	.	0.6	0.5	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	2.7	1.3	0.4	2.4	4.0	0.7	.
Diatoma tenuis	0.2
Fragilaria sp. (l=40-70)	4.6	3.4	0.3	0.7	.	.	.	0.2
Rhizosolenia eriensis	0.8	2.0
Rhizosolenia longiseta	9.1	2.4	0.4	0.4
Tabellaria fenestrata	0.6
Sum	20.6	14.4	5.2	2.2	5.7	4.8	3.7	1.9
Cryptophyceae								
Cryptomonas cf. erosa	0.7	.	0.5
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr. refl.?)	0.9	.	0.6	.	0.4	0.3	1.0	1.0
Cryptomonas marssonii	1.2	0.6	6.7	4.6	1.7	.	1.8	1.6
Cryptomonas sp. (l=20-22)	1.7	2.8	2.4	5.2	3.4	1.9	1.4	4.2
Cryptomonas spp. (l=24-28)	1.5	2.0	1.5	0.5	1.2	2.0	1.0	.
Katablepharis ovalis	4.1	4.8	11.7	15.5	11.2	4.1	2.4	0.3
Rhodomonas lacustris (+v. nannoplantica)	11.6	11.5	35.8	29.7	47.6	17.9	29.4	18.1
Ubest. cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0.3	0.4	1.4	1.4	1.6	2.0	2.0	2.2
Sum	21.2	22.0	60.1	57.0	67.0	28.9	39.0	27.7
Dinophyceae (fureflagellater)								
Amphidinium sp.	0.5
Ceratium hirundinella	.	.	5.4
Gymnodinium cf. lacustre	8.0	1.1	1.8	3.4	1.8	1.7	1.7	0.5
Gymnodinium cf. uberrimum	4.8	.	.	2.6
Gymnodinium helveticum	12.0	8.0	4.0	4.0	.	4.0	5.4	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	1.1	0.5	1.0	.	1.1	0.5	1.2	.
Peridinium sp. (l=15-17)	3.0
Peridinium umbonatum (P. inconspicuum)	.	.	0.4
Ubest. dinoflagellat	2.1	.	2.7	2.7	0.5	.	.	0.5
Sum	31.5	9.5	15.2	12.6	3.4	6.2	8.3	1.0
My-alger								
My-alger	14.2	14.0	11.1	9.4	11.0	6.5	8.4	4.3
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	152.7	110.8	140.0	130.7	138.2	79.3	101.9	55.7

Tabell IV

Kvantitative planteplankton analyser: Randsfjorden (St. 61)

Dato =>	980623	980706	980720	980803	980818	980901	980917	981006
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter								
Cyanophyceae (blågrønnalger)								
Anabaena flos-aquae	.	.	.	1.0	.	.	.	0.4
Merismopedia tenuissima
Sum	.	.	.	1.0	.	.	.	0.4
Chlorophyceae (grønnalger)								
Botryococcus braunii	.	.	0.7	0.7
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.3	.	.	1.3	0.8	0.3	0.8	.
Closterium sp.	1.4	1.3	.
Cosmarium abbreviatum	0.5	.	.	.
Cosmarium subcostatum
Dictyosphaerium subsolitarium	.	.	0.5
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.3	0.5	0.4	0.8	0.7	0.6	0.3	.
Gloeotila sp.	.	.	.	0.8	0.8	1.6	.	.
Gyromitus cordiformis	1.2	0.4	1.4	1.4	0.3	0.2	.	.
Koliella sp.	0.1	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	0.5	1.3	0.5	0.9	1.7	.	0.5
Monoraphidium griffithii	.	0.3	0.3	0.5	.	.	0.2	.
Mougeotia sp. (b=10-12)	.	0.9
Oocystis submarina v.variabilis	1.4	0.2	0.4	0.3	.	.	0.2	.
Tetraedron caudatum	.	0.4
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	0.1	0.1
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	.	.	1.0	6.0	0.2	1.2	0.7	.
Ubest.gr.flagellat	0.5	.	.	.
Willea irregularis	0.2	.
Sum	4.8	3.3	6.0	11.5	4.7	5.6	3.8	1.2
Chrysophyceae (gullalger)								
Aulomonas purdyi	0.4	0.1
Bitrichia chodatii	0.7	0.7	.	0.7	0.3	0.3	.	.
Chromulina sp.	.	0.5
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	0.3	0.3	0.1	.	.	.	0.1
Chrysiasterium catenatum	.	.	.	0.8	0.4	0.4	.	.
Chrysochromulina parva	.	.	.	0.1	0.9	0.6	.	.
Chrysolykos planctonicus	.	0.3	0.3	0.1	0.1	.	.	.
Chrysolykos skujai	1.6	.	.	.	0.1	.	.	.
Craspedomonader	0.8	.	.	0.3	3.5	1.9	0.7	1.9
Cyster av Bitrichia sp.	0.3	.	.
Dinobryon bavaricum	.	.	1.4	0.6	0.2	0.2	.	.
Dinobryon borgei	2.7	0.2	0.8	0.7	0.4	0.1	0.7	0.2
Dinobryon crenulatum	0.4	0.4	2.5	0.8	0.4	0.4	.	.
Dinobryon divergens	4.8	12.9	20.7	2.7	.	0.1	.	.
Dinobryon korsikovii	0.4	.	.	0.4
Dinobryon sociale v.americanum	2.9	0.8	0.4
Dinobryon succicum v.longispinum	0.8	.	0.3	0.5	0.8	0.5	0.2	.
Kephyrion boreale	.	.	0.1
Kephyrion litorale	.	.	0.3	0.3
Kephyrion sp.	0.7	.	0.6	0.1	0.1	.	.	0.2
Løse celler Dinobryon spp.	3.9
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	0.5	1.6	0.5	.	0.5	.	.
Mallomonas caudata	.	.	.	0.4	.	.	.	0.6
Mallomonas cf.crasisquama	.	.	2.6
Mallomonas cf.maiorensis	2.7
Mallomonas punctifera (M.reginae)	1.1
Mallomonas spp.	6.8	2.1	2.0	8.0	2.0	3.4	.	4.9
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	10.4	8.1	9.2	7.4	4.7	4.2	5.7	4.9
Pseudokephyrion alaskanum	0.7
Pseudokephyrion taeniatum	.	.	.	0.1
Små chrysonader (<7)	40.4	15.0	19.6	14.3	18.4	19.9	10.9	9.1
Spiniferomonas sp.	0.7	.	2.0	0.3	0.3	.	.	.
Stelexomonas dichotoma	0.2	.	.
Stichogloea doederleinii	.	.	.	0.6	.	.	.	0.3
Store chrysonader (>7)	32.7	15.5	12.9	19.8	17.2	18.1	3.4	3.4
Ubest.chrysonade (Ochromonas sp.?)	0.3	0.3	1.3	0.7	0.3	1.5	0.7	0.9
Ubest.chrysophyceae	1.7	0.1	0.1	.
Uroglena americana	.	.	.	3.6	6.6	7.3	0.7	.
Sum	115.9	57.6	79.0	64.0	58.8	60.0	23.0	21.9
Bacillariophyceae (kiselalger)								
Achnanthes sp. (l=15-25)	1.2	.
Asterionella formosa	0.8	0.4	.	2.5	4.3	13.9	6.2	2.9
Aulacoseira alpigena	.	0.3	1.0	1.0	1.3	1.6	0.4	1.0
Cyclotella glomerata	0.4	.	.
Cyclotella radiosa	.	1.8	.	1.0	2.7	.	0.5	0.5
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	0.5	1.6	4.3	9.3	8.0	4.2	1.3
Eunotia lunaris	0.7	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	0.6	1.0	1.3	0.2
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	4.0	2.0	.
Rhizosolenia longiseta	0.4	0.4	.	1.2	0.8	0.4	.	0.4
Tabellaria fenestrata	0.9	1.2
Tabellaria flocculosa	.	.	0.4	.	.	.	1.4	.
Sum	2.7	9.6	4.3	10.2	18.4	24.2	16.5	6.1
Cryptophyceae								
Cryptomonas cf.erosa	1.1	0.1	1.6
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	0.3	0.4	1.0	0.3	.	.	1.0
Cryptomonas marssonii	.	.	0.5	1.7	1.5	0.4	.	0.3
Cryptomonas sp. (l=20-22)	6.2	2.4	1.0	1.4	7.8	1.0	0.5	1.8
Cryptomonas spp. (l=24-28)	1.6	0.5	1.0	1.0	8.0	6.0	1.0	1.5
Katablepharis ovalis	3.6	1.2	3.6	4.5	6.9	1.2	0.2	0.4

Tabell IV forts.

Randsfjorden (St. 6) forts.

Dato ⇒	980623	980706	980720	980803	980818	980901	980917	981006
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter								
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	47.7	19.1	12.1	31.0	18.2	16.7	7.4	7.9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	3.0	0.4	2.0	5.5	4.8	2.2	1.2	2.9
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	0.2	0.2	0.2	1.0	0.7	0.5	.
Sum	62.0	24.1	20.7	46.3	48.5	29.3	10.9	17.2
Dinophyceae (fureflagellater)								
Gymnodinium cf.lacustre	6.0	0.2	3.0	2.8	2.0	1.1	0.9	.
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	.	2.8	.	.	2.6	2.6
Gymnodinium helveticum	.	.	.	2.0	.	2.0	2.0	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	5.3	0.7	1.0	0.2	0.7	1.0	1.0	.
Peridinium goslaviense	0.9	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	0.7
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	2.0	2.0	2.5	6.5	39.6	14.5	1.2	.
Ubest.dinoflagellat	4.2	.	0.9	1.1	1.8	0.9	0.5	0.5
Sum	17.5	3.6	7.4	15.4	45.0	19.4	8.2	3.1
My-alger								
My-alger	14.3	14.3	10.3	10.2	7.4	10.2	7.3	8.6
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	217.2	112.5	127.6	158.7	182.7	148.7	69.6	58.4

Tab. V. Krepssdyrplankton i Dokkfløymagasinet 1998, mg tørrvekt pr. m ² (0-20 m).									
									Tid. midd.
	23.jun	06.jul	20.jul	03.aug	18.aug	01.sep	17.sep	06.okt	jun-okt
Heterocope appendiculata	0,1	13,3	18,8	40,2	7,8	15,6	48,9	7,2	15,1
Acantodiaptomus denticornis	0,3	45,9	42,3	342,3	32,9	182,6	1,8	0,0	61,3
CALANOIDA TOT.	0,4	59,2	61,1	382,5	40,7	198,2	50,7	7,2	76,4
Cyclops scutifer	202,9	950,9	301,9	50,0	200,0	179,5	620,0	115,3	272,3
Mesocyclops leuckarti	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Cyclopoida indet.	0,5	8,3	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3
CYCLOPOIDA TOT.	203,4	960,0	303,1	50,0	200,0	179,5	620,0	115,3	273,7
Holopedium gibberum	3,0	355,1	1040,0	1844,9	337,7	700,8	0,0	28,1	392,5
Daphnia longispina	3,9	66,4	42,8	193,8	63,0	12,5	0,0	0,0	38,7
Daphnia galeata	2,4	207,5	270,3	326,4	271,9	74,1	20,4	114,7	124,0
Daphnia cristata	0,0	33,6	8,4	0,0	3,0	3,0	4,5	14,6	6,5
Bosmina longispina	35,6	382,2	77,2	11,3	58,4	10,4	49,3	94,9	72,0
Bosmina longirostris	0,0	0,5	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Bythotrephes longimanus	0,0	0,0	7,0	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8
CLADOCERA TOT.	44,9	1045,3	1445,7	2383,9	734,0	800,8	74,2	252,2	635,6
CRUSTACEA TOT.	248,7	2064,4	1809,9	2816,4	974,7	1178,5	744,9	374,8	985,7

Tab.VI. Krepsdyrplankton i Randsfjorden st. 1 1998, mg tørrvekt pr. m ² (0-20m).									
									Tid. midd.
	23.jun	06.jul	20.jul	03.aug	18.aug	01.sep	17.sep	06.okt	jun-okt
Limnocalanus macrurus	0,0	0,0	0,0	8,8	0,0	0,0	4,1	0,0	1,6
Heterocope appendiculata	6,9	119,9	208,5	185,9	175,3	61,4	42,7	21,8	78,0
Eudiaptomus gracilis	153,2	191,4	161,0	372,2	635,4	350,0	317,2	152,2	244,0
CALANOIDA TOT.	160,1	311,3	369,5	566,9	810,7	411,3	363,9	174,0	323,6
Mesocyclops leuckarti	3,9	4,1	7,2	20,1	12,8	15,8	7,2	21,4	9,3
Cyclops spp. *)	89,7	122,0	74,5	54,9	32,4	44,8	28,9	55,6	53,3
CYCLOPOIDA TOT.	93,6	126,1	81,7	75,0	45,1	60,6	36,1	77,1	62,6
Leptodora kindtii	30,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3
Holopedium gibberum	31,5	156,8	61,7	154,3	299,9	100,8	11,8	6,9	76,0
Daphnia galeata	9,2	43,7	60,5	72,7	91,8	26,2	47,8	33,0	41,3
Daphnia cristata	0,3	5,2	23,5	31,2	81,6	22,1	64,8	101,8	35,3
Bosmina longispina	101,9	607,3	223,3	300,8	163,8	61,8	86,7	61,6	148,0
Bosmina longirostris	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Polyphemus pediculus	0,0	1,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
CLADOCERA TOT.	172,8	814,3	370,5	563,0	637,0	210,9	211,2	203,3	305,2
CRUSTACEA TOT.	426,5	1251,7	821,7	1205,0	1492,9	682,8	611,2	454,4	691,4
*) Hovedsakelig Cyclops scutifer									

Tab. VII. Krepsdyrplankton i Randsfjorden st. 6 1998, mg tørrvekt pr. m ² (0-20m).									
									Tid. midd.
	23.jun	06.jul	20.jul	03.aug	18.aug	01.sep	17.sep	06.okt	jun-okt
Limnocalanus macrurus	8,2	0,0	4,4	0,0	0,0	0,0	8,5	17,7	4,9
Heterocope appendiculata	24,7	15,0	39,0	10,8	76,0	11,8	4,0	0,2	16,5
Eudiaptomus gracilis	2,7	0,4	16,5	20,3	97,4	39,8	20,5	76,8	29,1
CALANOIDA TOT.	35,6	15,4	60,0	31,1	173,4	51,5	33,0	94,7	50,5
Mesocyclops leuckarti	0,1	2,9	3,2	15,6	48,4	6,5	8,8	16,1	10,1
Cyclops spp. *)	40,7	31,6	14,5	23,3	13,5	31,6	19,2	16,5	20,8
CYCLOPOIDA TOT.	40,8	34,5	17,7	38,9	61,9	38,1	28,0	32,7	30,9
Leptodora kindtii	0,0	156,0	90,0	72,0	30,0	48,0	0,0	0,0	36,5
Holopedium gibberum	48,2	46,9	78,8	10,7	16,9	3,5	15,0	11,5	20,8
Daphnia galeata	0,0	2,9	12,0	13,7	6,3	0,0	0,0	4,0	3,9
Daphnia cristata	13,0	47,7	55,1	259,8	295,9	70,7	153,4	522,9	150,7
Bosmina longispina	115,1	322,8	158,2	161,2	292,3	111,7	69,4	190,9	137,3
Bosmina longirostris	0,6	1,0	0,0	0,8	0,0	0,6	0,2	0,1	0,4
Polyphemus pediculus	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	1,5	0,4
Chydoridae ubest.	0,6	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
CLADOCERA TOT.	177,4	577,6	394,0	518,3	643,4	234,4	238,0	730,9	350,1
CRUSTACEA TOT.	253,8	627,5	471,7	588	878,7	324,1	299,0	858,2	431,5
*) Hovedsakelig Cyclops scutifer									

Tabell VIII. Konsentrasjoner av metaller i innsjøsedimenter i Randsfjorden innsamlet i 1994. Gitt som mg/kg tørrstoff i overflatesedimentet (0-1 cm) og i referansesedimentet (30-36 cm). Kontamineringsfaktoren (Kf) er lik konsentrasjonen i overflatesedimentet dividert på konsentrasjonen i referansesedimentet. Gløtetap oppgitt som prosent av tørrstoff.

	Flubergfjorden			Jevnaker		
	0-1 cm	Ref.	Kf	0-1 cm	Ref.	Kf
Aluminium, Al	20000	17900	1,1	23200	27200	0,9
Arsen, As	13,8	12,4	1,1	13,4	10,9	1,2
Beryllium, Be	1,42	1,32	1,1	<1,01	1,70	<0,6
Kadmium, Cd	0,804	0,531	1,5	1,51	0,776	1,9
Kobolt, Co	25,6	24,3	1,1	20,6	16,1	1,3
Krom, Cr	24,3	22,5	1,1	32,8	31,0	1,1
Kobber, Cu	30,8	29,0	1,1	43,0	40,6	1,1
Jern, Fe	63100	46100	1,4	58900	57700	1,0
Kvikksølv, Hg	0,149	0,0783	1,9	0,182	0,117	1,6
Mangan, Mn	7530	2170	3,5	40900	5200	7,9
Nikkel, Ni	47,8	35,4	1,4	138	51,0	2,7
Bly, Pb	35,1	27,6	1,3	102	19,8	5,2
Antimon, Sb	0,0613	0,351	0,2	2,15	0,124	17,3
Selen, Se	0,800	1,09	0,7	2,48	0,993	2,5
Vanadium, V	44,1	40,0	1,1	51,5	44,6	1,2
Sink, Zn	168	102	1,6	263	178	1,5
Glødetap	10,7	5,6	-	12,4	12,9	-

Tabell IX. Konsentrasjoner av sum PCB, sum "seven dutch", sum PAH og prosent potensielt kreftfremkallende PAH (%KPAH) i overflatesedimenter fra Flubergfjorden og Randsfjorden ved Jevnaker i 1994. Konsentrasjoner gitt som µg/kg tørrvekt.

	Flubergfjorden	Jevnaker
sum PCB	2,52	2,39
sum seven dutch	2,11	1,73
sum PAH	1631	1285
% KPAH	8,5	47,4

Temporal and spatial patterns in the zooplankton community structure of a large, oligotrophic lake (Randsfjorden, SE Norway).

J. E. Løvik and T. Andersen

Introduction

Zooplankton community structure and biomass are important indicators of the ecological state of lakes. Species composition and biomass are influenced by biotic factors like lake productivity (McCAULEY & KALFF 1981, ROGNERUD & KJELLBERG 1984), predation by fish and invertebrates (BROOKS & DODSON 1965, ZARET 1980), and abiotic factors like temperature, water renewal and water movements (MOORE 1980, PATALAS & SALKI 1992, MEGARD et al. 1997). We have studied the crustacean plankton at two stations in the large lake Randsfjorden. The main basin of the lake has been oligotrophic with no major changes in water quality during the last three decades, whereas the shallower northern basin has been moderately eutrophicated during the years 1988-97 (LØVIK & ROGNERUD 1998). Since 1989, hydropower regulation in the main inlet river has caused an increase in summer water renewal time in the northern basin. Predation pressure from whitefish (*Coregonus lavaretus*) has been highest in the northern basin, but it has increased markedly at both stations since the seventies (STYRVOLD et al. 1981, SKURDAL et al. 1993). The aim of our study was to examine by multivariate statistics the relative importance of abiotic and biotic factors for the long term changes in the planktonic crustacean biomass and species composition at two stations in the lake.

Keywords: Crustacean plankton, environmental factors, canonical correspondence analysis.

Material and methods

Lake Randsfjorden is a 75 km long and 121 m deep fjord lake situated in Southeast Norway (Fig. 1). There have been small temporal variations of phytoplankton biomass (mean summer chlorophyll *a* = 1.2-1.8 $\mu\text{g L}^{-1}$) and species composition at the main basin (st. 1) during the last three decades (LØVIK & ROGNERUD 1998). A shallower northern basin, Flubergfjorden, is partly divided from the main basin by a sill, and has marked shorter water renewal time than the main basin (Fig.1). The water quality of Flubergfjorden (st. 2) is largely influenced by runoff from forest and mountain areas and the outlet from a hydroelectric power plant (accomplished 1989). A moderate eutrophication (3 times increase in mean phytoplankton biomass) has been observed in Flubergfjorden since 1989 (LØVIK & ROGNERUD 1998).

Whitefish, and to some extent smelt (*Osmerus eperlanus*) are the most important zooplankton predators in lake Randsfjorden. There has been a long tradition in pelagic gillnet fishing on whitefish (QVENILD 1981), but from 1978 to 1995 fishing efforts and gillnet yields were reduced by more than 90 %. In the same period whitefish abundance increased markedly, whereas average weight has decreased (SKURDAL et al. op. cit., LINDÅS et al. 1996). In Fig. 2 the temporal changes of whitefish weights are shown (redrawn from data in LINDÅS et al. (1996, 1997), and ERIKSEN et al. (1998).

Zooplankton samples were collected from 1, 5, 10, 15 and 20 m with a 25 L Schindler-trap. The crustacean plankton individuals of each sample were counted, and biomass were calculated for the layer 0-20 m. Dry weights of different zooplankton species were calculated according to standard length-weight regressions. Body length measurements of *Daphnia* species excluded caudal spines and helmet for *D. galeata*. The historical record of qualitative zooplankton composition at the main station before 1988, have been compiled from ELGMORK (1964), HOLTAN et al. (1979), and FAAFENG et al. (1981, 1982).

Zooplankton community composition data were analysed by canonical correspondence analysis (CCA; – ter BRAAK 1986), an ordination method which has been shown to have superior properties with respect to aligning community changes to observed environmental gradients (Palmer 1993). Biomass data on 11 zooplankton species (as mg DW m^{-2} for the 0-20 m layer) from 159 samples through the years 1988-1997 were used in the CCA analysis. Zooplankton biomasses were square root transformed before analysis in order to stabilise variances (HESSEN et al. 1995). Environmental gradient variables consisted of a mixture of trophic state indicators and spatio-temporal descriptors. Phytoplankton biovolume (Abiom: $\mu\text{g WW L}^{-1}$) and chlorophyll *a* (Chl*a*: $\mu\text{g L}^{-1}$) were used as trophic state indicators. Spatio-temporal descriptors consisted of a binary sampling station indicator (Stn: 0 = station 1, 1 = station 2), a continuous time indicator (Year: *y*), and several seasonal indicators. Since the seasonal changes in community structure were expected to be strongly nonlinear, the

seasonal indicators included both a linear (D_1 : $0 = 1/1$, $1 = 31/12$) and a quadratic term ($D_2 = (D_1 - 0.5)^2$). Epilimnion temperature (Tepi: °C) and theoretical water renewal time (τ_w : Years) were used as physical environmental indicators.

Results

The majority of species have been part of the plankton community since the sixties (Fig. 1). *Daphnia cristata* was rare at the main station until 1992, but since then it became a common member of the summer and autumn plankton. The relative abundance of *H. appendiculata* and *C. scutifer* increased in the periode 1981-1997, whereas *L. macrurus* was more abundant in the sixties and seventies than in later years. *D. galeata* has been less abundant in the periode 1994-1997, than in previous years. For the other species there were only small changes.

Mean *Daphnia* body length (adult females) at st. 1 was reduced from 1.6-1.7 mm in the late seventies to approximately 1.4 mm in the late eighties (Fig. 2). No further significant change were noted until 1993-1997, when the body length was reduced to 1.0 mm as *D. cristata* became dominant. Average whitefish weight decreased rather gradually from approximately 350 g in late seventies to about 150 g in 1996-1997 (Fig 2).

Results from the CCA ordination can conveniently be displayed as a biplot (Fig. 3), where species scores and environmental gradient variable loadings are plotted in the same coordinate system given by the two first CCA ordination axes. Fig. 3 shows that the location, water renewal and temporal trend indicators (Stn, τ_w and Year), as well as the trophic state indicators (Abiom and Chla) had the strongest loading along the first ordination axis, while the seasonal indicators had the strongest contribution on the second axis. The coordinates of the different species in the ordination diagram can also be interpreted as weights in a pair of indicator variables (species scores), corresponding to the ordination axes. When plotting the CCA species scores against time (fig. 4A,C) and season (fig. 4B,D), it is clearly seen that the first CCA axis represents the long-term trend in the difference between the zooplankton communities at station 1 and 2, while the second CCA represents the overall seasonal succession in zooplankton community structure.

Discussion

The crustacean plankton at both stations was characteristic for an oligotrophic lake with mostly generalists, but one species indicating oligotrophy (*H. gibberum*) and no eutrophy indicators (PEJLER 1965). The species scores on CCA axis 1 can be interpreted as change in community structure from dominance by large, conspicuous to smaller, less visible species; as reflected by the species substitutions from *Daphnia galeata* to *D. cristata* and from *Bosmina longispina* to *B. longirostris*. As this shift is strongly resembling the fish predation-controlled species substitution sequence found by CCA ordination of zooplankton communities from 342 Norwegian lakes by HESSEN et al. (1995), it is tempting to identify the first CCA axis in fig. 3 as being related to fish predation pressure. If so, fig. 4A should indicate that fish predation pressure has been increasing over time from 1988-97, and that predation has all the time been consistently higher on station 2 than on station 1. This fits the general impression of greater abundance of pelagic whitefish in the northern part of the lake than in the southern part (QVENILD 1981, STYRVOLD et al. 1981).

Scores on CCA axis 2 are decreasing in spring/early summer and practically constant in summer/autumn (fig. 4D), indicating that this axis represents a seasonal succession. Winter communities (low scores on CCA axis 2) are characterized by copepods with strongly annual life histories (*Cyclops* spp. and *Limnocalanus*), while summer communities are dominated by partenogenetic cladocerans and copepods with either shorter life cycles (*Eudiaptomus*), subitaneous resting eggs (*Heterocope*) or winter diapause (*Mesocyclops*). Fig. 4D shows that there is no spatial difference in the seasonal signal, implying that the main difference between station 1 and 2 are expressed in terms of the summer zooplankton communities.

To conclude, our study emphasizes the importance of fish predation for regional differences and temporal changes in zooplankton community structure. The influence of other environmental variables like algal biomass and water renewal time were rather difficult to identify.

Acknowledgements

We want to thank Sigurd Rognerud and Gösta Kjellberg for helpful cooperation during field work and Pål Brettum for the phytoplankton analyses. We are also most thankful to S. Rognerud for valuable comments on the

manuscript. Water flow data was given by Oppland Energiverk DA. Financial support was received from Oppland Energiverk DA, local and regional authorities, the local regulation association, Norwegian State Pollution Control Authority and Norwegian Institute for Water Research.

References

- BROOKS, J.L. & DODSON, S.I. 1965: Predation, body size and composition of plankton. - *Science*, 150, 28-35.
- ELGMORK, K. 1964: Dynamics of zooplankton communities in some small inundated ponds. - *Folia Limnologica Scandinavica* 12. Copenhagen. 83 pp.
- ERIKSEN, H., LINDÅS, O.R. & HEGGE, O. 1998: Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland - Fagrapport 1997. - Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Report 4/98. 69 pp. (In Norwegian).
- FAAFENG, B., BRETTUM, P., GULBRANDSEN, T., LØVIK, J.E., RØRSLETT, B. & SAHLQVIST, E.-Ø. 1981: Randsfjorden. Vurdering av innsjøens status 1978-80 og betydningen av planlagte reguleringer i Etna og Dokka. Hovedrapport. - NIVA report 1342. 138 pp. (In Norwegian).
- FAAFENG, B., LØVIK, J.E. & SAHLQVIST, E.-Ø. 1982: Rutineovervåking av Randsfjorden 1981. - NIVA report 1373. 18 pp. (In Norwegian).
- HESSEN, D. O., FAAFENG, B.A. & ANDERSEN, T. 1995: Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. - *Can. J. Aquat. Sci.* 52: 733-742
- HOLTAN, H., KJELLBERG, G., BRETTUM, P., TJOMSLAND, T. & KROGH, T. 1979: Mjøssprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. - NIVA report 1117. 174 pp. (In Norwegian).
- LINDÅS, O.R., ERIKSEN, H. & HEGGE, O. 1996: Fiskeribiologiske undersøkelser i Randsfjorden og Dokka-Etna etter regulering av Dokka. - Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Report 8/96. 34 pp. + appendix. (In Norwegian).
- LINDÅS, O.R., ERIKSEN, H. & HEGGE, O. 1997: Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland. Fagrapport 1996. - Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Report 2/97. 68 pp. (In Norwegian).
- LØVIK, J.E. & ROGNERUD, S. 1998: Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Datarapport for undersøkelsene i 1997. - NIVA report 3822-98. 28 pp. (In Norwegian).
- McCAULEY, E. & KALFF, J. 1981: Empirical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 458-463.
- MOORE, J.W. 1980. Seasonal cycles of zooplankton and related Phytoplankton development in three shallow, mesotrophic lakes in northern Canada. - *Int. Revue Ges. Hydrobiol.* 65, 3: 357-378.
- PALMER, M.W. 1993: Putting things in even better order: The advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74 (8): 2215-2230.
- PATALAS, K. & SALKI, A. 1992: Crustacean plankton in Lake Winnipeg: variation in space and time as a function of lake morphometry, geology, and climate. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1035-1059.
- PEJLER, B. 1965: Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. - *Zool. Bidr. Upps.* 36: 407-515.
- QVENILD, T. 1981: The fisheries in Lake Randsfjorden 1978-80. (In Norwegian with summary in English). - *Fauna* 34: 116-122
-

ROGNERUD, S. & KJELLBERG, G. 1984: Relationship between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 666-671.

SKURDAL, J., HEGGE., O., ERIKSEN, H. & QVENILD, T. 1993: Sikfisket i Randsfjorden. - In: J. SKURDAL (ed.), *Innlandsfiske: Næringsfiske og utfisking*. DN-notat 2/1993. 152 pp. + appendix. (In Norwegian).

STYRVOLD, J.-O., BRABRAND, Å. & SALTVEIT, S.J. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka. - *Rapp. Lab. Ferskvøkol. Innlandsfiske, Oslo*, 46. 103 pp. (In Norwegian).

ter BRAAK, C. J. F. 1986: Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - *Ecology* 67: 1167-1179

ZARET, T.M. 1980: *Predation and freshwater communities*. - New Haven and London Yale University Press. 187 pp.

Authors' Adress:

Jarl Eivind Løvik
Norwegian Institute for Water Research
Regional Office, Hamar
N-2312 OTTESTAD, NORWAY

Tom Andersen, Ph.D.
University of Oslo, Dept. of Biology,
PO.box 1069, Blindern
N-0316 OSLO, NORWAY

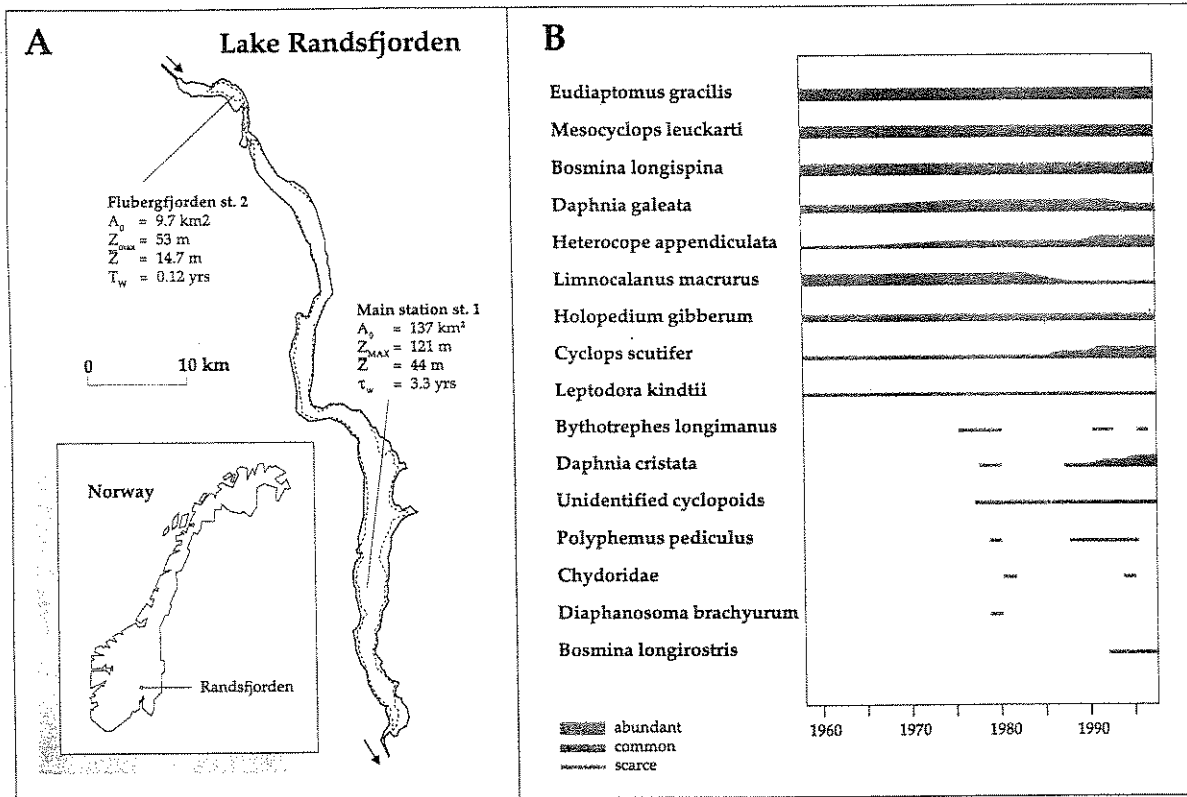


Figure 1: A. Location of Lake Randsfjorden and sampling stations. 20 m isoline also shown. A_0 = Surface area, Z_{max} = Maximum depth, Z = Medium depth, T_w = Theoretical water renewal time. B. Generalized illustration of the crustacean plankton in Lake Randsfjorden since 1960 (see references in the text).

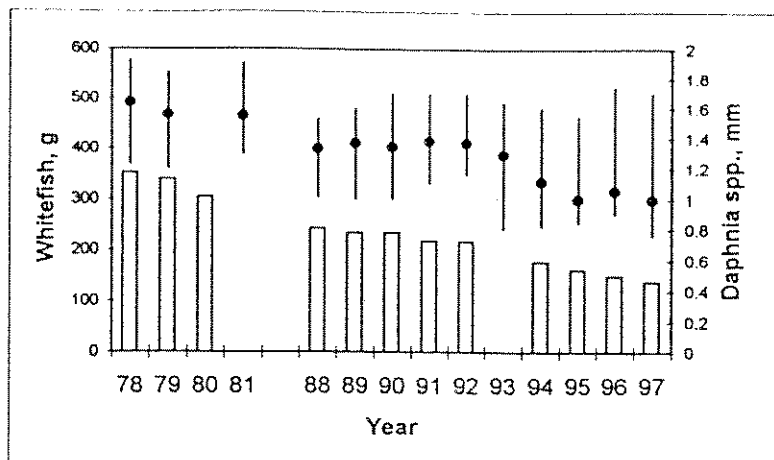


Figure 2: Average weights of whitefish from gillnet catches in Lake Randsfjorden (see references in the text) and bodylength of *Daphnia* spp. (adult females) at the main station.

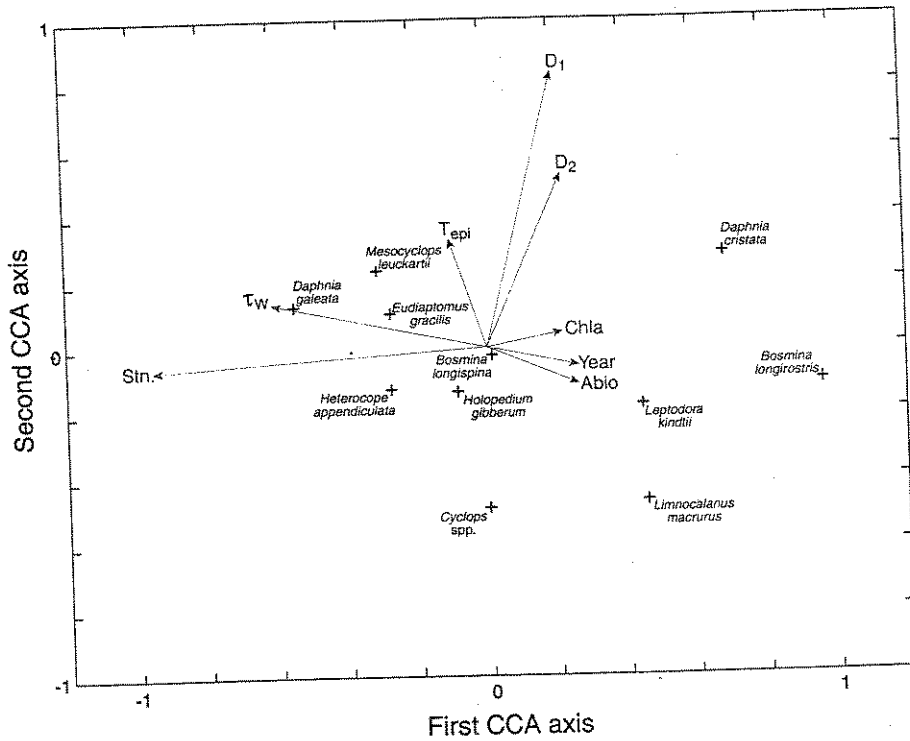


Figure 3: Biplot of species (+) and gradient variables (arrows) from Canonical Correspondence Analysis on zooplankton biomass data from lake Randsfjorden.

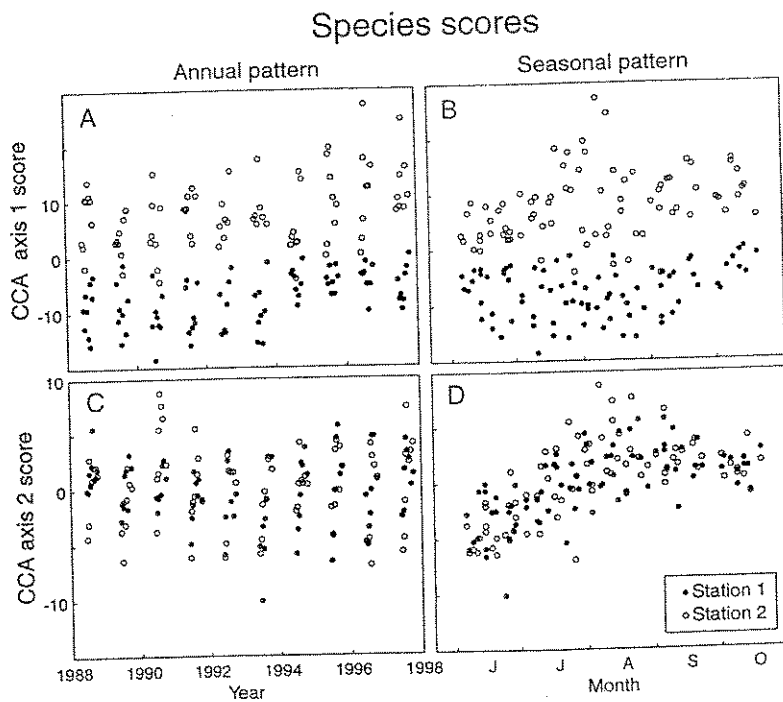


Figure 4: Species scores (computed from species coordinates in fig. 3) on CCA axes 1 (A,B) and 2 (C,D) in relation to time (A,C) and season (B,D). Open symbols: samples from st. 1, filled symbols: samples from st. 2.