

NIVA



RAPPORT LNR 4341-2001

**Vannkvalitet og
biologiske forhold i
Øystre Slidre-vassdraget
og Begna i 2000**



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-niva

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

Tittel Vannkvalitet og biologiske forhold i Øystre Slidre-vassdraget og Begna i 2000	Løpenr. (for bestilling) 4341-2001	Dato Februar 2001
	Prosjektnr. Undernr. O-20046/O-20135	Sider Pris 42
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik Marit Mjelde	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Oppland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Foreningen til Bægnavassdragets Regulering, kommunene Nord-Aurdal, Sør-Aurdal, Vestre Slidre, Øystre Slidre og Vang.	Oppdragsreferanse Chr. Rieber-Mohn T. Egge
--	--

Sammendrag

Rapporten gir en beskrivelse av vannkvaliteten og forurensningsgraden av næringsalter i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden samt Begna ved Bagn i 2000. Den oppsummerer også tidsutviklingen i vannkvaliteten fra 1980-tallet til 2000. Ut fra sesongmiddelverdiene av næringsalter og klorofyll-a kan Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden betegnes som næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. Mengden og sammensetningen av alger var også karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Vannkvaliteten var meget god i vekstsesongen. I vintersesongen var imidlertid vannmassene i deler av Øyangen markert forurenset av næringsalter, organisk stoff og tarmbakterier fra kloakkrenseanlegget som betjener Beitostølen-området. Et nytt renseanlegg med større kapasitet er for tiden under bygging, men også med det nye anlegget vil det stilles store krav til optimal drift for at ikke vannkvaliteten i Øyangen skal forringes. Heggefjorden har sannsynligvis blitt mer sårbar for tilførsler av næringsalter etter Lomen-reguleringen, men dette har hittil ikke ført til noen forringelse av vannkvaliteten. Krepsdyrplanktonet hadde en gunstig sammensetning med tanke på omsetning av produsert algebiomasse både i Øyangen og Heggefjorden. Siden 1991 har det skjedd en reduksjon i algemengdene i Strondafjorden, og det har ikke blitt observert markerte algeoppblomstringer i de senere årene. Middelkonsentrasjonene av fosfor og klorofyll i 2000 var de laveste som er registrert siden målingene startet. Vannkvaliteten var også meget god vurdert ut fra et hygienisk-bakteriologisk synspunkt i 2000. Resultatene fra overvåkingen i perioden 1984-93 viser imidlertid at små økninger i tilførselene av næringsalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Vannvegetasjonen i Begna ved Bagn var artsrik og frodig, men undersøkelsen gav ikke indikasjoner på at den kraftige veksten var forårsaket av næringsaltforurensninger. Reguleringen av elva har ført til stabilisering av vannstanden, manglende islegging om vinteren og økt sedimentering av finmateriale. Dette er antagelig de viktigste årsakene til utviklingen av store bestander av vannvegetasjon i området. Situasjonen var lite endret siden 1985.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Øystre Slidre-vassdraget	1. The Øystre Slidre water course
2. Begna	2. River Begna
3. Vannkvalitet	3. Water quality
4. Plankton og vannvegetasjon	4. Plankton and aquatic vegetation


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningssjef

**Vannkvalitet og biologiske forhold
i Øystre Slidre-vassdraget og Begna i 2000**

Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden samt biologiske forhold i Begna ved Bagn i 2000. Den gir også en beskrivelse av tidsutviklingen i vannkvaliteten i Heggefjorden og Strondafjorden henholdsvis i periodene 1987-2000 og 1984-2000.

Vurderingene er gjort ut fra konsentrasjoner av næringssalter, organisk stoff, plankton og fekale indikatorbakterier. I Begna er vurderingene gjort på basis av undersøkelser av makrovegetasjon og begroingsalger.

Undersøkelsene i Øyangen har vært finansiert av Øystre Slidre kommune som et separat prosjekt. De øvrige undersøkelsene inngår som ledd i overvåkingsplanen for Begna-/Øystre Slidre-vassdraget og har vært finansiert av Foreningen til Bægnavassdragets Regulering og kommunene Nord-Aurdal, Sør-Aurdal, Vestre Slidre, Øystre Slidre og Vang. Kontaktpersoner for oppdragsgiverne har vært Tommy Egge i Øystre Slidre kommune og Christian Rieber-Mohn i Nord-Aurdal kommune.

Vannanalysene har vært utført av LabNett as på Hamar/Lillehammer (vannkjemi og tarmbakterier), Næringsmiddeltilsynet for Valdres (tarmbakterier) og NIVAs laboratorium i Oslo (klorofyll-a). Befaringsundersøkelsen i Begna ved Bagn ble foretatt av Gösta Kjellberg og Marit Mjelde. Randi Romstad har analysert begroingsprøven mens Marit Mjelde har vurdert vannvegetasjonen. Pål Brettum har analysert planteplankton, mens Jarl Eivind Løvik har bearbeidet dyreplankton. Løvik har også vært prosjektleder for NIVA. Meteorologiske data er innhentet fra Planteforsk, Løken forskingsstasjon i Øystre Slidre. Vannføringsdata er stilt til rådighet av Foreningen til Bægnavassdragets Regulering. Prøveinnsamling, databearbeiding og rapportering er utført av personalet ved NIVA med feltassistanse fra T. Egge og Arne Hålimoen i Øystre Slidre kommune. Alle takkes for velvillig samarbeid!

Ottestad, 20. februar 2001

Jarl Eivind Løvik

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Målsetting	9
1.3 Materiale og metoder	10
2. Resultater	12
2.1 Nedbør og avrenningsforhold	12
2.2 Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden	13
2.2.1 Siktedyp og vannkjemi	13
2.2.2 Planktonalger	18
2.2.3 Krepsdyrplankton	21
2.2.4 Tarmbakterier	23
2.3 Begna ved Bagn	24
2.3.1 Begroing	24
2.3.2 Vannvegetasjon	24
2.3.3 Tidsendringer 1985-2000	25
2.3.4 Årsaker til endringer i vannvegetasjonen	25
3. Sammenfattende diskusjon	26
4. Litteratur	29
5. Vedlegg	31

Sammendrag

Hovedmålet med undersøkelsene har vært å registrere miljøtilstanden og forurensningsgraden av næringssalter i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden samt Begna ved Bagn. Rapporten omhandler resultatene av overvåkingen i 2000, men disse er også samholdt med resultatene fra tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender i forurensningsgraden fra midten av 1980-tallet fram til år 2000. Vurderingene er gjort på grunnlag av månedlige observasjoner av siktedyp, generell vannkjemi, næringssalter, plankton og fekale indikatorbakterier i vekstsesongen (juni-oktober) for innsjøenes vedkommende. I Øyangen ble det i tillegg gjort observasjoner i vintersesongen (februar og april). Her skulle undersøkelsene også danne grunnlag for en god beskrivelse av forurensningssituasjonen med hensyn til organisk stoff og tarmbakterier; dette for å kunne vurdere innsjøens resipientkapasitet i forbindelse med byggingen av nytt kloakkrenseanlegg for Beitostølen-området (Beito RA). For Begnas vedkommende er en befaringsundersøkelse av begroingsalger og vannvegetasjon lagt til grunn for vurderingene.

Vekstsesongen 2000 var preget av omtrent normale nedbørmengder i juni-august, mindre nedbør enn normalt i september og store nedbørmengder i oktober. Juni var en kjølig måned, juli og august omtrent som normalen, mens høstmånedene september og oktober var milde. Tilrenningen til Strondafjorden i perioden juni-oktober var høyere enn den har vært i de senere årene fra Begna, og omtrent like stor som de to foregående årene fra Øystre Slidre-vassdraget.

Dersom sesongmiddelverdiene av næringssalter og klorofyll-a i 2000 legges til grunn, kan Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden karakteriseres som næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. Såvel konsentrasjonene av fosfor og nitrogen som alge mengdene var lave i de tre innsjøene, og vannkvaliteten kan betegnes som meget god i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet. Mengden og sammensetningen av alger var i 2000 karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Dette viste at tilgangen på næringssalter stort sett var lav i undersøkelsesperioden.

Undersøkelsene i Øyangen i februar og april 2000 viste imidlertid at vannmassene i nordre basseng var merkbart påvirket av utslippet fra Beito RA i deler av året da belastningen på renseanlegget var stor, innsjøen var nedtappet og vannutskiftingen dårlig. Øyangen er regulert 8,3 m og tjener som magasin for Lomen kraftverk. På denne tiden ble det registrert markert forhøyde konsentrasjoner av næringssalter, organisk stoff og bakterier samt til dels dårlige oksygenforhold i deler av nordre basseng. Bassengets utforming med en komplisert bunntopografi var en medvirkende årsak til den dårlige vannkvaliteten. Renseanleggets utslippsledning munner ut på grunt vann i et område med dårlig vannutskifting når innsjøen er nedtappet. En forlenging av utslippsledningen ut på større dyp i forbindelse med byggingen av nytt renseanlegg vil kunne føre til en bedring i forurensingssituasjonen vinterstid. Også i framtida må en forvente store døgn- og sesongsvingninger i belastningen på renseanlegget. Det vil derfor stilles store krav til optimal drift av anlegget for at ikke vannkvaliteten i Øyangen skal bli forringet.

I forbindelse med Lomen-reguleringen, som ble iverksatt i 1983, fikk Heggefjorden betydelig redusert vanntilførsel og vannutskifting ettersom store deler av vannet fra de nordvestre delene av nedbørfeltet ble overført via Øyangen til Lomen i Vestre Slidre. Undersøkelser i Heggefjorden i 1987-89 tydet på at reguleringen ikke hadde ført til vesentlige endringer i vannkvaliteten, men at det antagelig hadde skjedd en økt tilgroing av vannplanter i deltaområdet. Resultatene fra undersøkelsene i 1997 og 2000 viste en økning i alge mengdene sammenliknet med på slutten av 1980-tallet. Økningen var imidlertid beskjeden, og konsentrasjonene av næringssalter var på samme nivå som i 1987-89. Dette kan være utslag av naturlige år-til-årvariasjoner, men en moderat langtidseffekt av Lomen-reguleringen kan heller ikke utelukkes. Sannsynligvis har Heggefjordens vannmasser blitt mer sårbare for tilførsler av næringssalter fra det lokale nedbørfeltet etter reguleringen, men hittil har dette ikke ført til noen

forringelse av vannkvaliteten. Krepssdyrplanktonets hadde en sammensetning som var gunstig med tanke på omsetning av produsert algebiomasse både i Øyangen og Heggefjorden.

Vannkvaliteten i Strondafjorden har stort sett vært god med hensyn til næringssalter og algemengder i de siste 6-7 årene, og markerte algeoppblomstringer har ikke blitt observert i denne perioden. Konsentrasjonene av fosfor og klorofyll-a var i vekstsesongen 2000 de laveste som har blitt registrert siden målingene startet på midten av 1980-tallet. Gjennomsnittsverdien for siktedypet var også den største som har blitt registrert, og innholdet av tarmbakterier var lavt. Små tilførsler fra befolkning og landbruk i kombinasjon med relativt god vannutskiftning var antagelig de viktigste årsakene til at vannkvaliteten var spesielt god i vekstsesongen 2000. I de senere årene har fosfortilførslene sannsynligvis i vesentlig grad vært dominert av naturlige kilder som myrer og skogsområder samt arealavrenning fra dyrket mark i nedbørfeltet, mens punktkilder fra befolkning, jordbruk og industri hadde større betydning på 1980-tallet.

Forholdene på 1980-tallet og først på 1990-tallet viste at moderate økninger i tilførslene av næringssalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett førte til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. I klarvannssjøer, som Strondafjorden, kan enkelte algearter utnytte små næringssalttilførsler svært effektivt og derved raskt skape masseoppblomstringer. Som regel er disse kortvarige da reservene av næringssalter brukes raskt opp. I Strondafjorden er det først og fremst arter innen gruppene gullalger og kiselalger som tidligere har skapt de største algeoppblomstringene. Oppblomstringene av gullalgen *Uroglena americana* og grønnalgen *Chlamydomonas* sp. på forsommeren 1991 gav sterk lukt av tran/fisk, og algene produserte trolig toksiner som var en av årsakene til sikkøden senere dette året. Dette viser at det er nødvendig med en stadig årvåkenhet med hensyn til tilførsler av næringssalter fra f.eks. kloakk, landbruk eller industri dersom målene i vassdragsplanen om god vannkvalitet skal sikres også i framtida. Det er også viktig å fortsette overvåkingen av vannkvaliteten med jevnlig, systematiske undersøkelser for å kontrollere at målene oppfylles og eventuelt få signaler om at ytterligere tiltak mot forurensninger må settes inn.

De biologiske undersøkelsene i Begna ved Bagn den 22. august 2000 viste at vannvegetasjonen var både artsrik og frodig. Dominerende arter var grastjønnaks og flotgras, som dannet bestander i store deler av det stilleflytende området. Ingen av de dominerende artene er spesielt næringskrevende. Den kraftige veksten var lite endret siden 1985 og viste at de hydrologiske forholdene fortsatt er gunstige for vegetasjonen. Stabilisering av vannstanden, manglende islegging om vinteren og økt sedimentasjon av finmateriale etter reguleringen av elva er antagelig de viktigste årsakene til den massive veksten av vannplanter. Begroingsprøven viste dominans av rentvannsorganismer. Undersøkelsen gav ikke indikasjoner på at veksten av vannvegetasjon i området var forårsaket av næringssaltforurensninger.

Summary

Title: Water quality, plankton and aquatic vegetation in the Øystre Slidre water course and the river Begna in 2000.

Year: 2001

Authors: Jarl Eivind Løvik and Marit Mjelde

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3976-6

The report describes the water quality and the degree of nutrient pollution in the lakes Øyangen, Heggefjorden and Strondafjorden and the river Begna at Bagn in 2000. The temporal changes since the 1980ies in water quality variables is also given. Based on seasonal means of total phosphorous, total nitrogen and chlorophyll *a* the three lakes can be characterized as oligotrophic lakes. The phytoplankton in all lakes were dominated by species indicating oligotrophy, and the Secchi disc transparency was high in all lakes. The water quality of the three lakes, during summer and autumn of 2000, can be described as very good.

The shallow northeastern part of Lake Øyangen were polluted by nutrients, organic substances and faecal bacterias during winter. This was caused by effluents from a sewage treatment plant, which serves the winter resort Beitostølen. Lake Øyangen is regulated 8.3 m and serves as reservoir for the Lomen hydroelectric power plant. A new sewage treatment plant with greater capacity is now beeing built. After the Lomen hydropower regulation Lake Heggefjorden has probably become more vulnerable to nutrient inputs from the local catchment, but until now the lake has not become significantly eutrophicated. In Lake Strondafjorden the phytoplankton biomass has decreased and algal blooms have not been observed since 1991. Seasonal means in 2000 of total phosphorous and chlorophyll *a* were the lowest ever recorded since the earliest measurements in 1984. However algal blooms in the 1980ies and early 1990ies have shown that the lake is vulnerable to inputs of domestic waste water and runoff from agriculture areas.

The aquatic vegetation in the river Begna at Bagn was vigorous and rich in species, but we found no species indicating high supply of nutrients. The massive plant growth was probably chiefly caused by favourable hydrological conditions. The hydroelectric power plant at Bagn, which was completed in 1963, caused stabilization of the water level, lack of ice cover during winter, and increased sedimentation of fine grained particles.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Vassdragsplan for Valdres ble vedtatt av de aktuelle kommunene i 1994. I planens handlingsdel, under innsatsområdet vannkvalitet, blir vassdragsovervåking beskrevet som et av de viktigste regionale tiltakene for videre oppfølging. Det er derfor utarbeidet en overvåkingsplan for Begna-/Øystre Slidre-vassdraget for perioden 2000-2007 (Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres 2000). Programmet foreslår årlige undersøkelser i Strondafjorden og rullerende undersøkelser i andre innsjøer og på ulike strekninger av Begna med sideelver. For år 2000 ble det bestemt å gjøre undersøkelser i Heggefjorden samt i Begna ved Bagn (biologisk befaringsundersøkelse). Strondafjorden har tidligere blitt undersøkt i 1984-86 (Rognerud et al. 1987) og i 1987-89 (Rognerud og Romstad 1990). Den pågående overvåkingen startet i 1991 med noen få observasjoner og har fortsatt med månedlige observasjoner i vekstsesongen siden 1992 (Løvik og Rognerud 2000a). Strondafjordens vannkvalitet har blitt betegnet som lite til moderat forurenset av næringssalter de senere årene. Innsjøen er imidlertid sårbar for forurensninger. Dette har bl.a. vist seg enkelte år på 1980- og 90-tallet da små belastningsøkninger i kombinasjon med pent og varmt vær førte til raske oppblomstringer av algearter innen gruppene gullalger og kiselalger. Innsjøens sårbarhet overfor forurensninger ble også illustrert i forbindelse med en mage/tarm-epidemi på Leira i mars -96 som høyst sannsynlig skyltes vannbåren smitte via et midlertidig vanninntak på grunt vann i Strondafjorden (Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996).

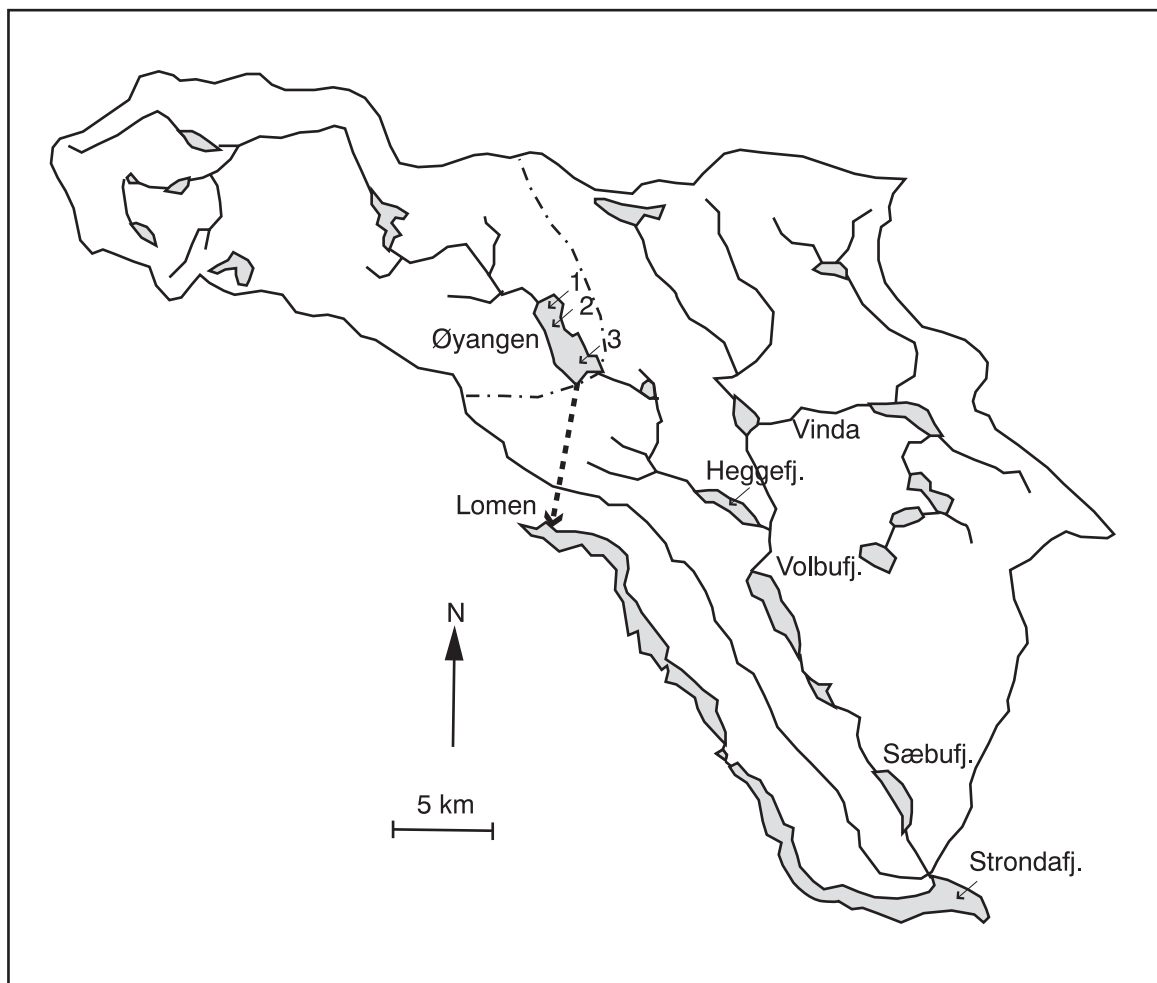
Lomen-reguleringen som ble iverksatt i 1983, innebar overføring av vannet fra de nordvestre delene av Øystre Slidre-vassdraget via Øyangen til Lomen i Vestre Slidre. På bakgrunn av bl.a. denne reguleringen har NIVA utført undersøkelser i Øystre Slidre-vassdraget i treårsperioden 1987-89 og i 1997 (Rognerud og Romstad 1990, Løvik og Rognerud 1998). Vannkvaliteten i Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden ble i 1997 betegnet som lite påvirket av næringssaltforurensning. Det ble ikke registrert vesentlige endringer i vannkvaliteten i Volbufjorden og Sæbufjorden sammenliknet med på slutten av 1980-tallet. I Heggefjorden hadde derimot algemengden økt noe sammenliknet med i 1987-89. Det ble konkludert med at endringen mest sannsynlig var et utslag av naturlige år til år-variasjoner, men at en ikke kunne utelukke en langtidseffekt av Lomen-reguleringen. Overføringen av vann til Vestre Slidre førte til at vannets oppholdstid i innsjøen økte betydelig, mens endringene ble mindre lengre ned i vassdraget. Dette var bakgrunnen for at Heggefjorden ble foreslått undersøkt noe oftere (hvert 3. år) enn f.eks. Volbufjorden og Sæbufjorden.

NIVA ble i slutten av januar 2000 anmodet av Øystre Slidre kommune om å foreta undersøkelser av vannkvaliteten i Øyangen i forbindelse med prosjekteringen av nytt renseanlegg for Beitostølen-området (Beito renseanlegg = Beito RA). Dagens renseanlegg er et mekanisk/kjemisk anlegg dimensjonert for 2000 p.e. Anlegget betjener i hovedsak hytter og turistanlegg på Beitostølen og har derfor store døgn- og sesongsvingninger i belastningen. Dette vil også bli tilfellet for det nye anlegget som vil bli dimensjonert for 8500 p.e. Innsjøen er regulert 8,3 m og tjener som reguleringsmagasin for Lomen kraftverk. Målinger i Øyangen i begynnelsen av februar og like etter høysesongen i turisttrafikken i slutten av april, viste at vannmassene i nordre basseng var markert forurenset av næringssalter, organisk stoff og bakterier (Løvik 2000). Oksygenforholdene var lokalt til dels meget dårlige. I søndre basseng var vannmassene derimot lite forurenset. Forurensningene i nordre basseng skyldtes antagelig utslippene fra Beito RA, og dårlig vannutskifting (liten fortykning) i det området der utslippsrøret munnet ut, var en viktig årsak til at effektene ble såpass merkbare. Fra tidligere forelå det ingen data over vannkjemiske og biologiske forhold i innsjøen i vekstsesongen. På denne bakgrunnen ble det bestemt å gjennomføre en oppfølgende undersøkelse i sommersesongen for å kunne vurdere den biologiske responsen av næringsalttilførslene og klargjøre forurensningssituasjonen. Det var naturlig å samkjøre opplegget for undersøkelsene i Øyangen med overvåkingsprogrammet i Heggefjorden og Strondafjorden med hensyn til feltarbeid og rapportering.

Undersøkelser av vegetasjon og hydrologi i Begna på 1980-tallet viste at stabiliseringen av vannstanden og økt sedimentasjon av finmateriale etter reguleringen hadde forårsaket økt tilgroing i Begna nedstrøms Bagn (Rognerud et al. 1986 og 1987). Begna kraftverk ble satt i drift i 1963. Vannvegetasjonen skapte store problemer for flere brukergrupper. Også i de senere årene har det vært stor og sjenerende vekst av vannplanter i denne delen av Begna. Derfor ønsket Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres at det ble gjennomført en ny undersøkelse av forholdene i 2000.

1.2 Målsetting

Målsettingen for undersøkelsene er å registrere miljøtilstanden og forurensningsgraden av næringssalter i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden samt Begna ved Bagn. Resultatene skal samholdes med tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender i forurensningsgraden. Overvåkingsprogrammet skal bidra til å sikre at de overordnede målene om stabil og god vannkvalitet i innsjøer og elver sikres. Spesielt for Øyangens del skal undersøkelsen også danne grunnlag for en god beskrivelse av vannkvaliteten og forurensningssituasjonen med hensyn til organisk stoff og tarmbakterier; Dette for å kunne vurdere om utlippene fra Beito renseanlegg har ført til at resipientkapasiteten er overskredet eller ikke i forhold til de miljømålene en har satt for vannforekomsten.



Figur 1. Øystre Slidre-vassdraget med nedbørfelt. Overføringen til Lomen er vist samt stasjonsplassering i innsjøene.

1.3 Materiale og metoder

Det ble samlet inn prøver en gang pr. måned i perioden juni-oktober fra en stasjon i hver av innsjøene Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden. I Øyangen ble prøvene samlet inn ved det dypeste punktet i nordre basseng (st. 2) som fast hovedstasjon. Den 19. juli ble prøver i tillegg også samlet inn ved det dypeste punktet i søndre basseng (st. 3). Stasjonsplasseringer er vist i Fig. 1. Følgende analyseprogram ble benyttet i Øyangen: Blandprøver fra 0-10 m ble analysert på pH, alkaliet, totalt organisk karbon (TOC), total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO₃) og klorofyll-a (Kl-a) samt mengde og sammensetning av planteplankton (alger). Prøver for analyser av fekale indikatorbakterier ("tarmbakterier" dvs. termotolerante koliforme bakterier = TKB) ble samlet inn fra 1 m og 18 m på st. 2 og fra 1 m og 50 m på st. 3 (19. juli). Kvalitative prøver av krepsdyrplankton ble samlet inn i form av vertikale håvtrekk. Samtidig med prøveinnsamlingen ble siktedypet målt og temperatursjiktningen klarlagt. Vannkvaliteten er vurdert i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet i ferksvann (Tab. 1).

I Heggefjorden og Strondafjorden ble de faste stasjonene sentralt i innsjøenes sørøstre deler benyttet, og følgende analyseprogram har blitt fulgt: Blandprøve fra 0-10 m ble analysert på pH, alkalitet, turbiditet, ledningsevne, farge, Tot-P, Tot-N og nitrat samt mengde og sammensetning av planteplankton (Kl-a og algetellinger). Innholdet av tarmbakterier ble analysert i prøver fra 1 m, og artssammensetningen av krepsdyrplankton ble undersøkt i vertikale håvtrekk. Siktedyp og vanntemperatur i en vertikalserie ble målt samtidig med prøveinnsamlingen.

Tabell 1. Klassifisering av tilstand med hensyn til virkning av næringssalter, organiske stoffer, forsurende stoffer og tarmbakterier (SFT 1997).

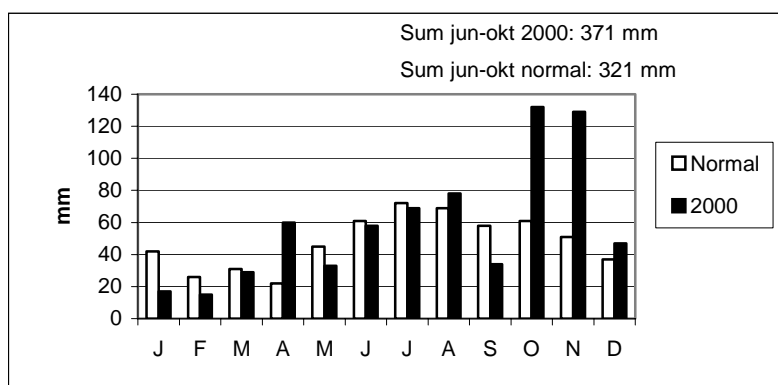
	Tilstandsklasser				
	I	II	III	IV	V
	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
	Blå	Grønn	Gul	Rød	Fiolett
Næringssalter:					
Total fosfor, µgP/l	<7	7-11	11-20	20-50	>50
Klorofyll a, µg/l	<2	2-4	4-8	8-20	>20
Siktedyp, m	>6	4-6	2-4	1-2	<1
Total nitrogen, µgN/l	<300	300-400	400-600	600-1200	>1200
Organiske stoffer:					
TOC, mg/l	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
Fargetall, mgPt/l	<15	15-25	25-40	40-80	>80
Oksygen, mg O ₂ /l	>9	6,5-9	4-6,5	2-4	<2
Oksygenmetning, %	>80	50-80	30-50	15-30	<15
Forsurende stoffer:					
Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	<0,01	0,00
pH	>6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	<5,0
Tarmbakterier:					
TKB, ant./100 ml	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000

En biologisk befaringsundersøkelse ble gjennomført i Begna ved Bagn 22. august 2000, på den ca. 1 km lange strekningen fra Bagn kirke og nedover til Haga. Registreringene av vannvegetasjonen ble gjort ved hjelp av båt, vannkikkert og kasterive. Kvantifisering er foretatt etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Karplantene er navngitt etter Lid & Lid (1994). Det ble dessuten tatt prøve av dominerende begroingselementer på og i vannvegetasjonen i elva nedstrøms renseanlegget.

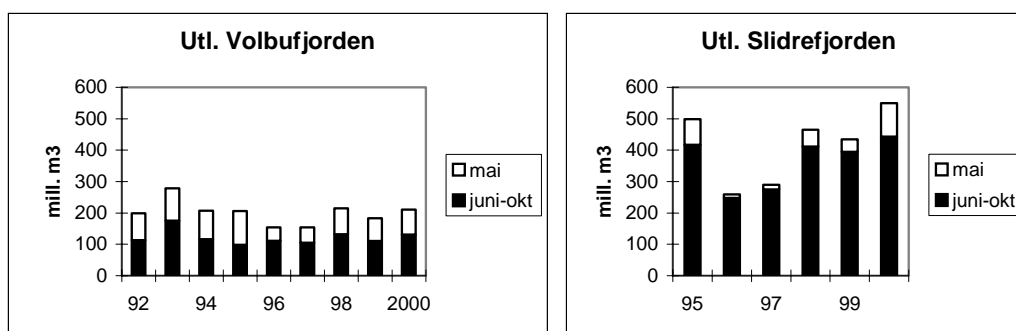
2. Resultater

2.1 Nedbør og avrenningsforhold

Månedlige nedbørsmengder og summen av nedbør i vekstperioden (juni-oktober) ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon i Øystre Slidre (530 m.o.h.) er vist i Fig 2. Meteorologiske data for 2000 samt normaler er også gitt i tabell I i vedlegget. Fig. 3 viser avrenningen fra Volbufjorden i Øystre Slidrevassdraget og fra Slidrefjorden i Begna i perioden mai-oktober de siste 9 årene (6 år for Slidrefjorden). Disse vannføringsstasjonene er representative for de to største tilløpselvene til Strondafjorden. Figuren er tatt med for å gi et inntrykk av størrelsen på vanntransporten i vassdraget i perioden like før (mai) og i vekstsesongen. I mange innsjøer påvirkes vannkvaliteten i de øvre vannlag raskt av lokal avrenning i regnrrike perioder spesielt om sommeren når innsjøen er termisk sjiktet.



Figur 2. Månedsnedbør ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon i 2000. Normalnedbørssummer (1961-90) samt totalsum for vekstsesongen (juni-oktober) er også vist.



Figur 3. Totalavrenning ved utløpet av Volbufjorden og Slidrefjorden i sommerhalvåret fordelt på periodene "mai" (uke 18-22) og "juni-oktober" (uke 23-43).

Vekstsesongen 2000 var preget av omtrent normale nedbørsmengder (med noen kraftige regnskyll) i perioden juni-august, mindre nedbør enn normalt i september og store nedbørsmengder i oktober. Juni var en kjølig måned, juli og august omtrent som normalen, mens høstmånedene september og oktober var milde. Middelttemperaturen for perioden juni-oktober og årsmiddelttemperaturen var henholdsvis 0,6 °C og 2,2 °C høyere enn normalen for perioden 1961-90. Begna er den tilløpselva som bidrar med mest vann til Strondafjorden. Vanntilførselen fra Begna (målt ved utløp Slidrefjorden) var i perioden

juni-oktober 2000 3-4 ganger så stor som vanntilførselen fra Øystre Slidre-vassdraget (målt ved utløp Volbufjorden). Dette har betydning for vannkvaliteten i Strondafjorden bl.a. fordi vannet fra Slidrefjorden vanligvis er mindre humuspreget enn vannet fra Øystre Slidre-vassdraget (Rognerud et al. 1987, Fossum 1998). Vanntilførselen fra Slidrefjorden var litt høyere enn den har vært de senere årene. Det gjaldt spesielt i vårflommen (mai), men også i selve vekstsasjonen. Vanntilførselen fra Øystre Slidre-vassdraget var omtrent like stor som i de to foregående årene.

2.2 Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden

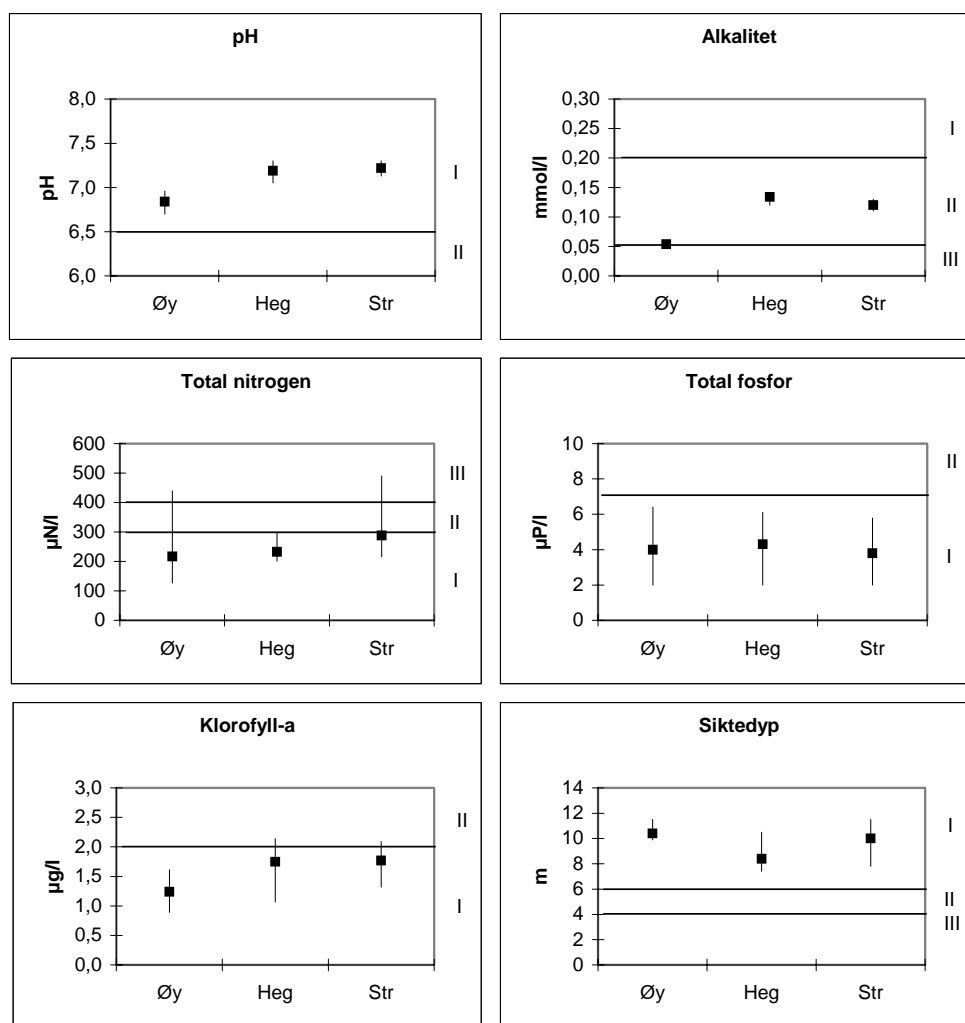
2.2.1 Siktedyp og vannkjemi

Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsobservasjonene er gitt i vedlegget og vist i Fig. 4-7. I Fig. 4 har vi framstilt diverse vannkvalitetsvariable samlet for de tre innsjøene, Fig. 5 viser utviklingen i Øyangen (st. 2 og st. 3) for perioden februar-oktober 2000, mens Fig. 6-7 viser tidsutviklingen for de årene vi har observasjoner fra i Heggefjorden og Strondafjorden. Sesongmiddelverdier av tot-P og Kl-a for 11 store innsjøer i Østlandsregionen er vist i Fig. 8.

Siktedypet gir i de fleste tilfeller et indirekte mål på lyssvekningen i vannmassene. Økte mengder av humusforbindelser og partikler, slik som alger eller erosjonspartikler fra nedbørfeltet, nedsetter siktedypet. Fig. 4 viser at de 3 innsjøene hadde gjennomgående høye siktedypsverdier. Dette skyldtes at påvirkningen av humus var relativt liten, og at det var små mengder av alger og erosjonspartikler i vannmassene. Siktedypet indikerte ”meget god vannkvalitet” (klasse I) i alle innsjøene i 2000. Siktdypet i Heggefjorden ser ikke ut til å ha endret seg vesentlig fra slutten av 1980-tallet til år 2000. I Strondafjorden har siktedypet økt fra ca. 8 m i 1986-88 til ca. 9-10 m de siste årene. I de fleste årene har de laveste siktedypsverdiene stort sett vært observert i tilknytning til de største algemengdene. Spesielt lavt siktedyp på forsommeren i 1995 var også delvis forårsaket av erosjonspartikler i forbindelse med ”storflommen” dette året.

Alkaliteten er et mål på vannets evne til å motstå pH-endringer ved f.eks. tilførsel av surt vann (bufferevnen). Heggefjorden og Strondafjorden hadde tilnærmet nøytralt vann og rimelig god bufferevne, mens Øyangen hadde svakt surt vann og bufferevne på grensen til ”mindre god”. Disse forskjellene er betinget av berggrunnen og løsmassene i nedbørfeltene. Geologien Øyangens nedbørfelt er i stor grad dominert av tungtforvitrelige, omdannede bergarter av prekambriisk alder (gneiser, granitt, kvartsitt), men med noe innslag av mer lettforvitrelige, omdannede sedimentære bergarter fra kambrosilur (fyllitt og glimmerskifer; jfr. Sigmond et al. 1984). Heggefjordens og Strondafjordens nedbørfelt er derimot i større grad dominert av slike mer lettforvitrelige basiske bergarter. pH og alkaliteten har vist en tendens til økning i Strondafjorden i perioden 1995-2000. Også i Heggefjorden var pH og alkaliteten relativt høy i 2000 sammenliknet med tidligere år.

Innholdet av organiske stoffer ble målt som TOC i Øyangen og som vannets farge i Heggefjorden og Strondafjorden. Verdiene var generelt lave og viste at de tre innsjøene var lite påvirket av humusforbindelser og evt. andre organiske stoffer (vannkvalitetsklasse I). I Øyangen skjedde det en økning i TOC fra februar til slutten av april som trolig skyldtes påvirkning fra Beito renseanleggs utslipp i forbindelse med høysesongen i turisttrafikken (Løvik 2000). Det var imidlertid ingen merkbar økning i det søndre bassenget (st. 3). Ved st. 2 gikk konsentrasjonen ned mot forsommeren ettersom magasinet ble fylt opp og fortynningen økte, samtidig med at utslippet fra renseanlegget sannsynligvis avtok. I februar og april ble det observert markert forhøyde konsentrasjoner av TOC (klasse III) nær utslippet fra Beito RA (st. 1) sammenliknet med konsentrasjonen i den største tilløpselva og i innsjøens



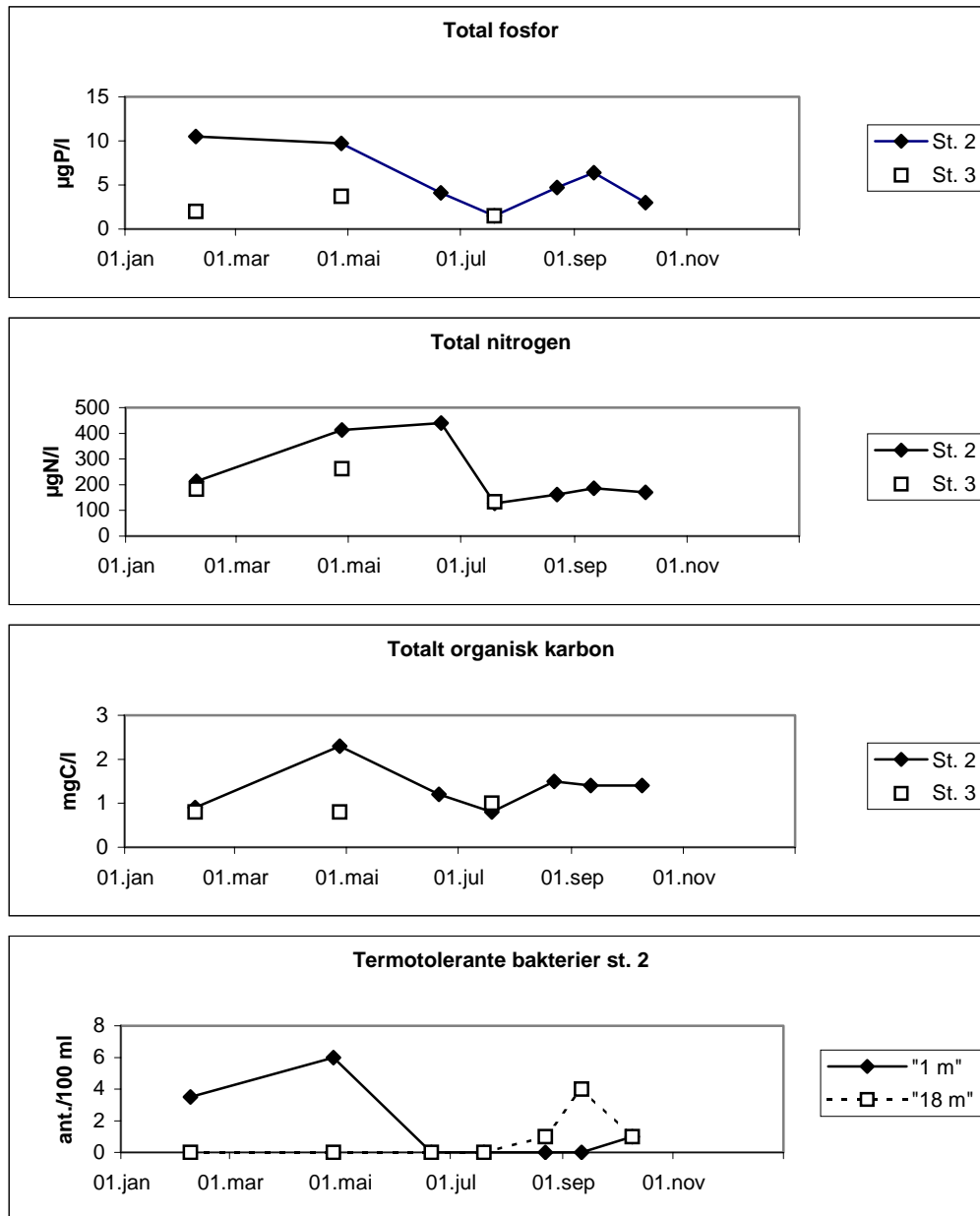
Figur 4. Middelverdier og variasjonsbredder for vannkjemiske variable og siktedyp i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden i vekstsesongen 2000. Tilstandsklasser er markert ved romertall.

hovedbasseng (se tabell i vedlegget). Oksygenforholdene var dårlige i dypvannet i et begrenset område, noe som viste at vannmassene var forurenset av organisk stoff.

Fosfor er det næringssaltet 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 begroingsaler og vannvegetasjon i strandkanten. Klorofyllmålinger gir et indirekte uttrykk for konsentrasjonen av den totale algemengden (planteplankton) i innsjøen. Konsentrasjonen av fosfor var generelt lav i de 3 innsjøene i vekstsesongen. I Øyangen ble det imidlertid registrert markert forhøyde fosforkonsentrasjoner i det nordre bassenget i februar og april sammenliknet med i søndre basseng. Dette indikerte at vannmassene var påvirket av utslippet fra Beito RA. I Heggefjorden var fosforkonsentrasjonene klart lavere i 2000 enn ved forrige undersøkelse i 1997. Middelkonsentrasjonen av fosfor i Strondafjorden i 2000 var den laveste som er registrert siden målingene startet i 1984.

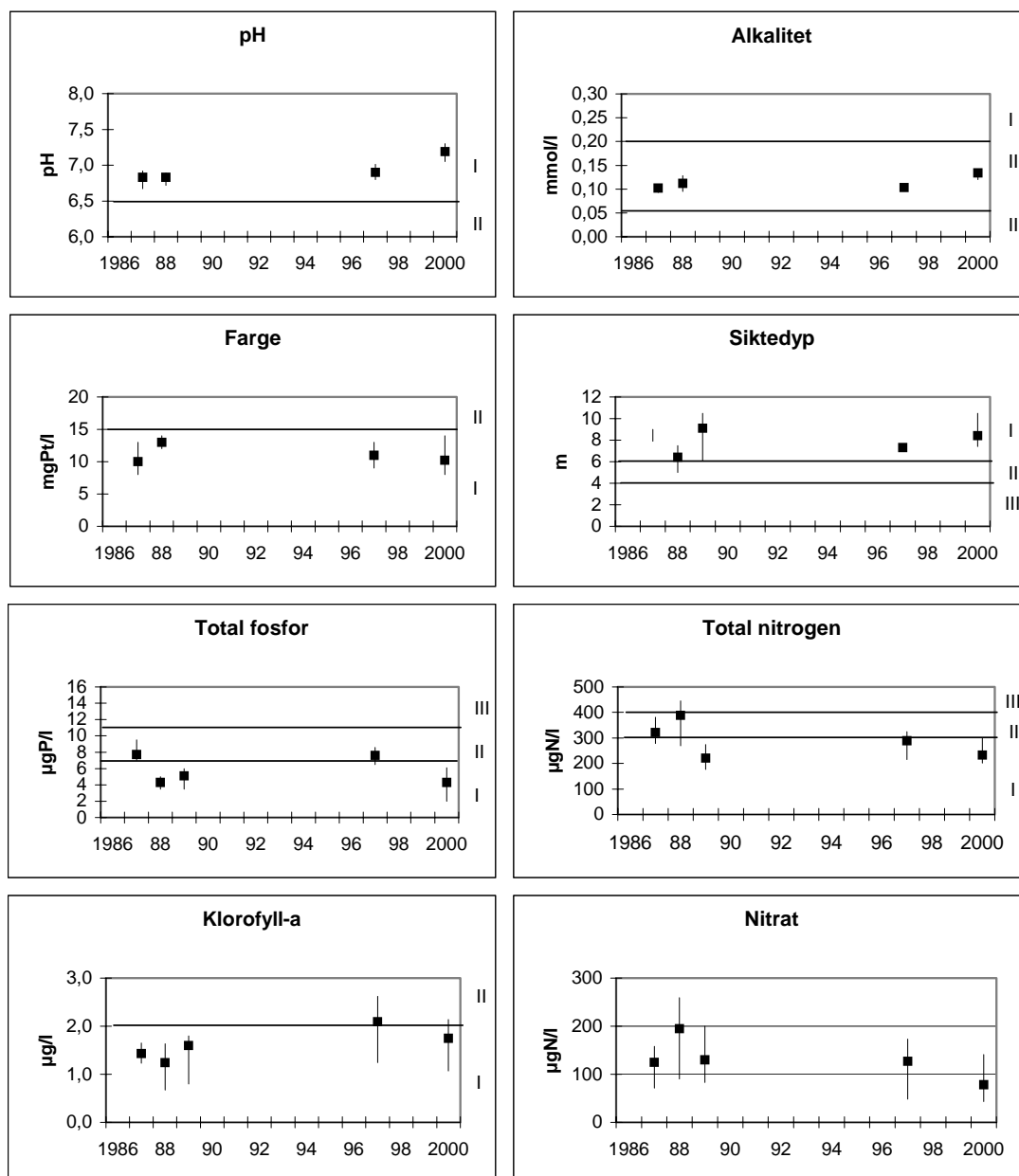
Algemengdene målt som klorofyll-a var små i de tre innsjøene, og ut fra sesongmiddelverdiene av fosfor og klorofyll kan Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden karakteriseres som næringsfattige

innsjøer med meget god vannkvalitet (klasse I). Det viser at innsjøenes hovedvannmasser var lite påvirket av nærings salt-tilførsler i vekstsesongen dette året. I Heggefjorden ble det registrert en liten nedgang i sesongmiddelverdien av klorofyll-a sammenliknet med i 1997. I Strondafjorden var sesongmiddelverdien av klorofyll-a klart lavere enn året før, og den laveste som er registrert siden målingene startet i 1984.

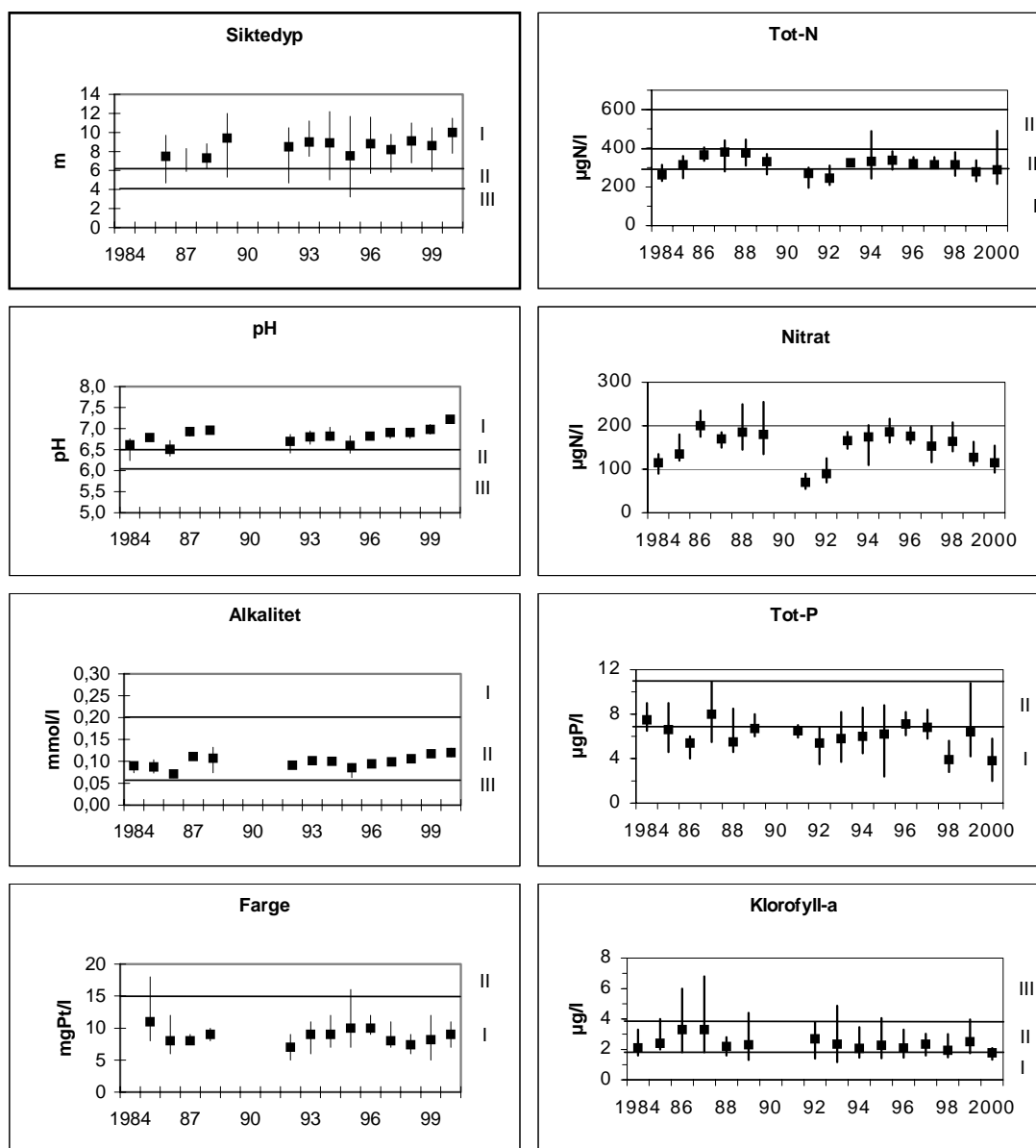


Figur 5. Konsentrasjoner av total fosfor, total nitrogen, totalt organisk karbon og termotolerante koliforme bakterier i Øyangen (st. 2 og 3) i 2000. Tot-P < 2 µgP/l er markert som 1,5 µgP/l og TOC < 1,0 mgC/l er markert som 0,8 mgC/l.

Konsentrasjonene av nitrogenforbindelser var stort sett lave, men litt høyere i Strondafjorden enn i de to andre innsjøene. Dette skyldtes antagelig større tilførsler fra menneskelig aktivitet (jordbruk, kloakk og industri) nedover langs vassdraget. Middelkonsentrasjonen av total nitrogen har ikke endret seg vesentlig i Heggefjorden og Strondafjorden i de senere årene. I Øyangen var konsentrasjonen av nitrogenforbindelser høyere i nordre basseng enn i søndre i slutten av april, og den var høyere i april og juni enn videre utover i sesongen. Det ble registrert til dels høye konsentrasjoner av ammonium særlig på stasjonen nærmest utslippet fra Beito RA i februar. De regionale forskjellene i innsjøen og tidsutviklingen skyldtes sannsynligvis tilførsel av vann med høyt nitrogeninnhold fra renseanlegget, og at denne påvirkningen var størst på vinteren da innsjøen var nedtappet og vannutskiftingen var dårlig i deler av nordre basseng.

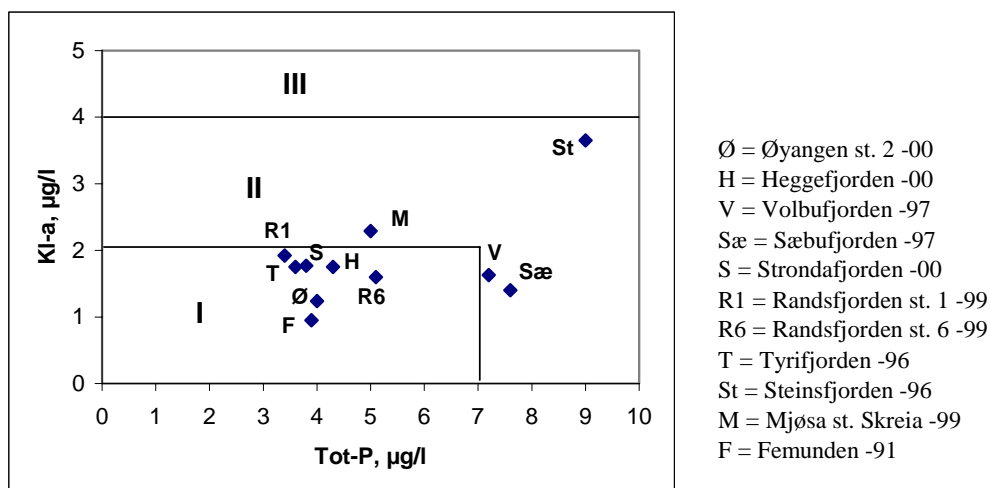


Figur 6. Middelerverdi og variasjonsbredder for vannkvalitetsvariable i Heggefjorden i perioden 1987-2000. Tilstandsklasser er markert ved romertall.



Figur 7. Middelerverdi og variasjonsbredder for vannkvalitetsvariable i Strondafjorden i perioden 1984-2000. Tilstandsklasser er markert med romertall.

En sammenlikning av vannkvaliteten i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden med andre innsjøer i Østlandsregionen viser at konsentrasjonene av fosfor var lave og på samme nivå som i Femunden, Tyrifjorden og på hovedstasjonen i Randsfjorden, og lavere enn i Volbufjorden og Sæbufjorden i 1997 (Fig. 8). Algemengdene var også lave, spesielt i Øyangen. Heggefjorden og Strondafjorden hadde omtrent like store algemengder som i Randsfjorden og Tyrifjorden, men lavere enn på hovedstasjonen i Mjøsa.



Figur 8. Sammenhengen mellom sesongmiddelværdiene av total-fosfor og klorofyll-a i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden sammenliknet med andre innsjøer på Østlandet. Kilder: Brettum 1997, Kjellberg et al. 2000, Løvik og Rognerud 1992, 1998 og 2000b.

2.2.2 Planktonalger

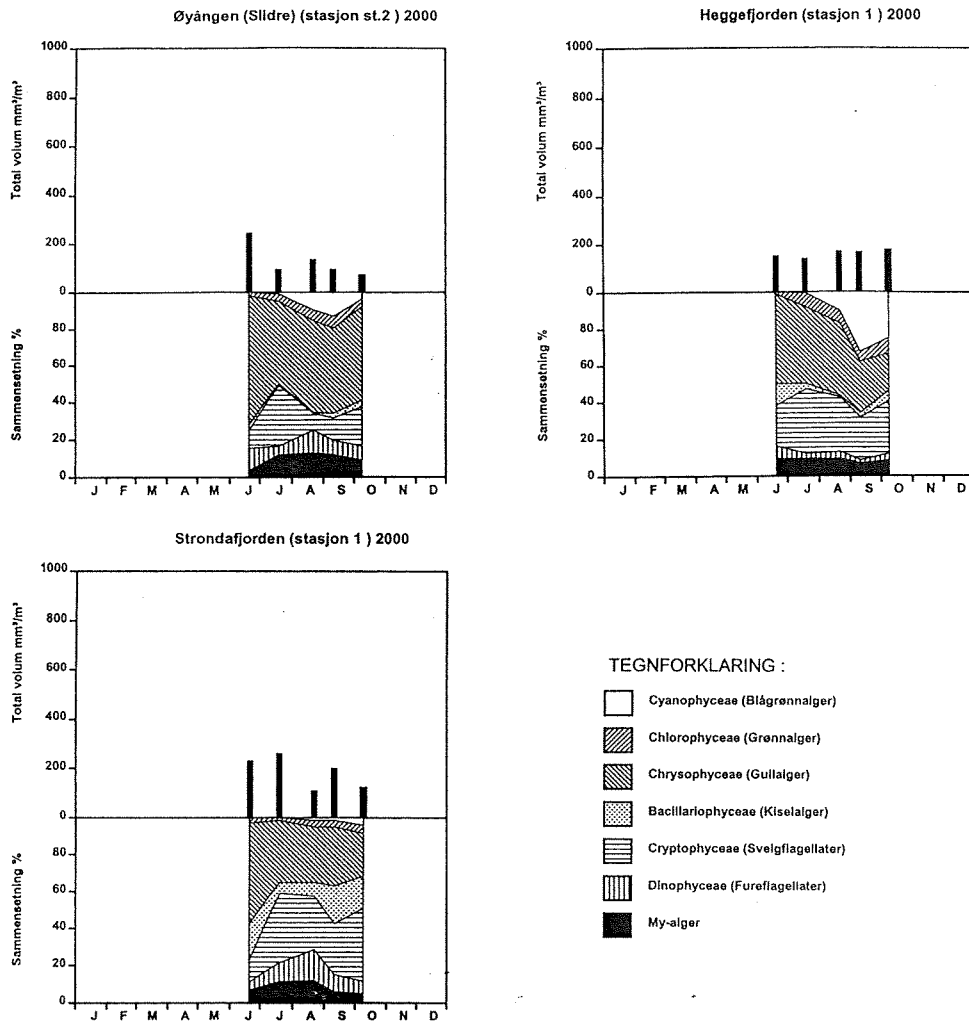
Resultatene av algetellingene for 2000 er gitt i artslistene i vedlegget. Totalvolumene og fordelingen på hovedgrupper er vist i Fig. 9. Middelværdier og variasjonsbredder over vekstsesongen for Heggefjorden (1987-89, 1997 og 2000) og Strondafjorden (1984-89 og 1991-2000) er vist i Fig. 10 og 11. Den relative sammensetningen av alger i Strondafjorden, fordelt på hovedgrupper, for perioden 1984-2000 er vist i Fig. 12.

Algemengdene var generelt lave i de 3 innsjøene med maksimalverdier på ca. 245, 175 og 260 mm³/m³ henholdsvis i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden. Sesongmiddelværdiene var henholdsvis ca. 130, 160 og 185 mm³/m³. Dette tilsvarer oligotrofe forhold, dvs. næringsfattig vannkvalitet (Brettum 1989), og det viser at tilgangen på næringsalter stort sett var lav i undersøkelsesperioden.

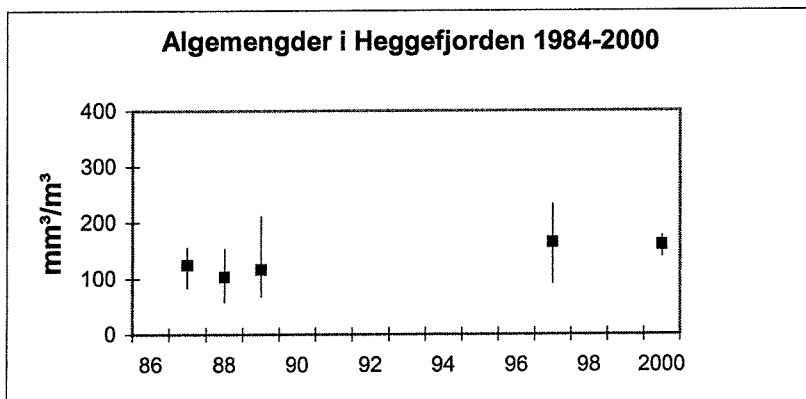
Artssammensetningen av algesamfunnet gir også informasjon om graden av næringsaltforurensning. I Øyangen (st. 2) var planktonet dominert av små og store chrysomonader (gullalger) som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer (Brettum 1989). De største mengdene ble observert i juni. Det ble ikke registrert vesentlige forskjeller i mengder eller sammensetning av alger ved st. 2 og st. 3 i Øyangen den 19. juli.

I Heggefjorden var algesamfunnet dominert av gullalger, svelgflagellater og blågrønnalger. Betydelige innslag av gullalgen *Uroglena americana* i juni, svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* (+ v. *nannoplanctica*) hele sesongen samt blågrønnalgen *Woronichinia compacta* på høsten indikerte relativt god tilgang på næringsalter. De små algemengdene som ble utviklet, viser likevel at næringsalttilgangen har vært nokså begrenset. Algemengden (sesongmiddelværdien) hadde økt med ca. 40% i Heggefjorden fra 1987-89 til 1997, men ikke endret seg fra 1997 til 2000.

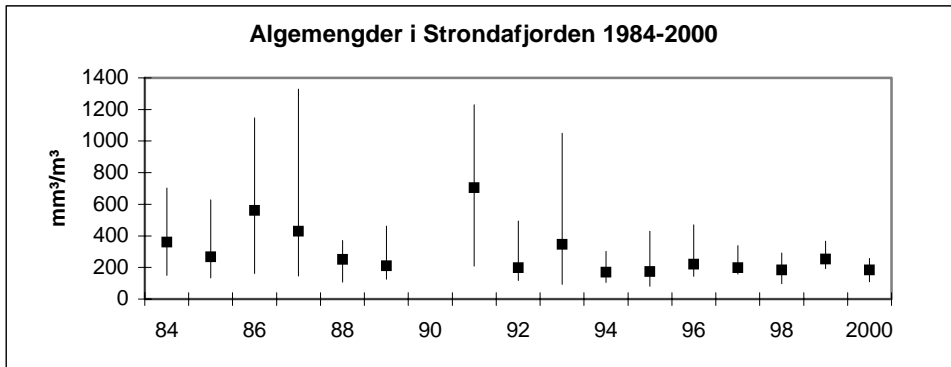
Gullalger (vesentlig små og store chrysomonader), svelgflagellater og kiselalger var dominerende hovedgrupper innen algesamfunnet i Strondafjorden i 2000. Denne sammensetningen er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Betydelige innslag av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* i september-oktober og av svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* (+ v. *nannoplanctica*) mesteparten av sesongen indikerte



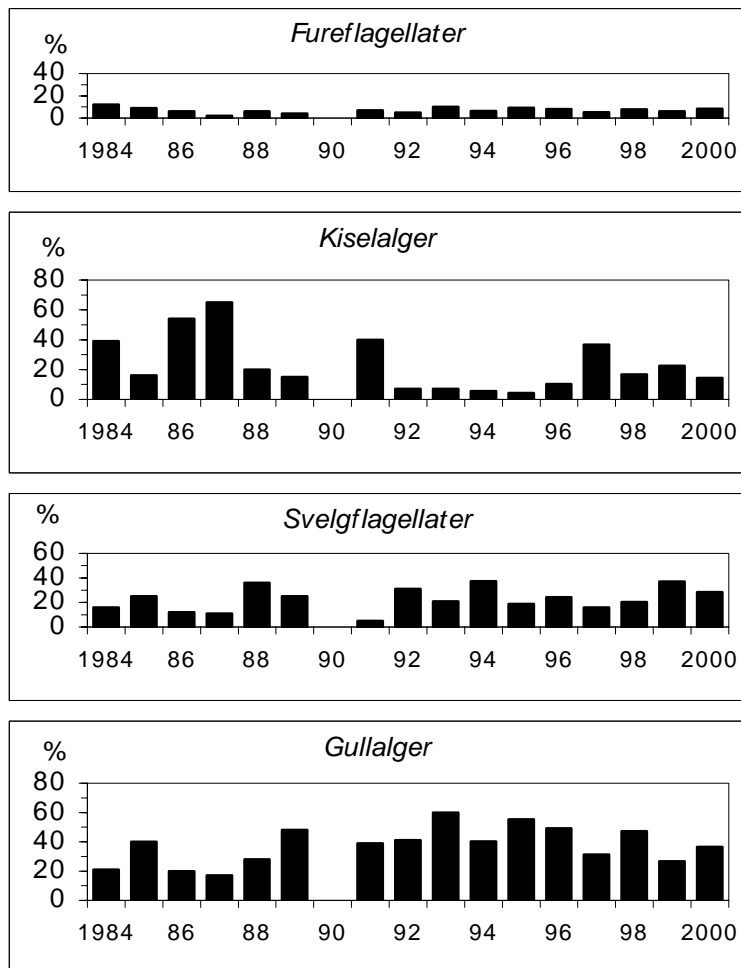
Figur 9. Algemengder (totalvolumer) og sammensetning i Øyången, Heggefjorden og Strondafjorden i 2000.



Figur 10. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengdene i Heggefjorden i årene 1987-89, 1997 og 2000.



Figur 11. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengdene i Strondafjorden i årene 1984-2000 (unntatt 1990).



Figur 12. Den relative fordelingen (prosent) av ulike algegrupper i Strondafjorden (0-10 m) beregnet som middelverdier av algevolumene over vekstsesongen (juni-oktober).

likevel litt mer næringsrike forhold. Oppblomstringer av forskjellige algearter i Strondafjorden har gjort at forholdet mellom de ulike algegruppene har variert betydelig (Fig. 12). Det er særlig kiselalger og gullalger som flere år på 1980- og 1990-tallet har hatt relativt store andeler av totalmengden.

2.2.3 Krepserplankton

Resultatene av dyreplankton-analysene er gitt i tabellene 2-4. Middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) er gitt i vedlegget og vist i Fig. 13-14.

Tabell 2. Kvalitativ forekomst av planktonkrepserdyr i Øyangen i 2000, basert på vertikale håvtrekk fra 0-18 m, maskevidde 60 µm. +++ = rikelig/dominerende, ++ = vanlig, + = få individer.

<i>Arter</i>	<i>st. 2</i> 20.6	<i>st. 2</i> 19.7	<i>st. 2</i> 22.8	<i>st. 2</i> 11.9	<i>st. 2</i> 9.10	<i>st. 3</i> 19.7
HOPPEKREPS (Copepoda):						
Hetercope saliens		++	+++	+++	++	+++
Acanthodiantomus denticornis		++	+++	+++	++	++
Cyclops scutifer	+++	+++	+++	+++	+++	+++
VANNLOPPER (Cladocera):						
Holopedium gibberum	++	++	+++	+++	++	+++
Daphnia longispina	+	+++	++	++	+++	++
Daphnia cristata		+				
Bosmina longispina	+++	+	++	+++	+++	++
Bythotrephes longimanus		+	+	+		+
Chydoridae ubest.			+	+		

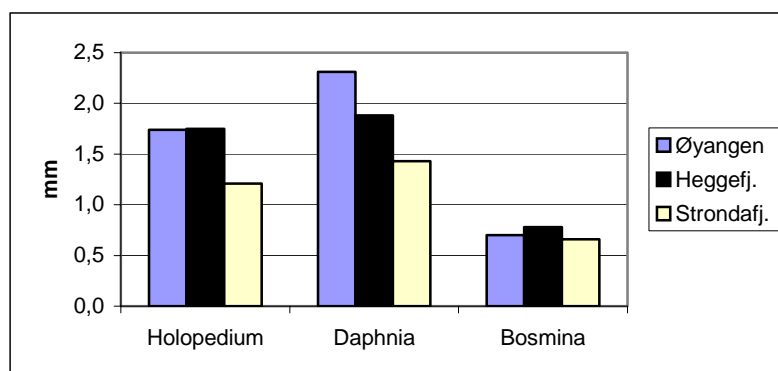
Tabell 3. Kvalitativ forekomst av planktonkrepserdyr i Heggefjorden i 2000, basert på vertikale håvtrekk fra 0-20 m, maskevidde 60 µm. +++ = rikelig/dominerende, ++ = vanlig, + = få individer.

<i>Arter</i>	20.6	19.7	22.8	11.9	9.10
HOPPEKREPS (Copepoda):					
Hetercope appendiculata		++	++	++	++
Acanthodiantomus denticornis			++	++	+
Cyclops scutifer	+++	+++	+++	+++	+++
VANNLOPPER (Cladocera):					
Leptodora kindtii		+			
Holopedium gibberum	++	++	++	++	+
Daphnia longispina	+	+++			
Daphnia galeata	++	++	+++	+++	++
Bosmina longispina	++	+	+	+	++
Bythotrephes longimanus		++		+	

Tabell 4. Kvalitativ forekomst av planktonkrepsdyr i Strondafjorden i 2000, basert på vertikale håvtrekk fra 0-20 m, maskevidde 60 µm. +++ = rikelig/dominerende, ++ = vanlig, + = få individer.

Arter	20.6	19.7	22.8	11.9	9.10
HOPPEKREPS (Copepoda):					
<i>Heterocope appendiculata</i>	++	++	++	++	++
<i>Acanthodiptomus denticornis</i>	+	++	++	+++	++
<i>Cyclops scutifer</i>	+++	+++	+++	++	+++
<i>Mesocyclops leuckarti</i>			+	+	+
VANNLOPPER (Cladocera):					
<i>Holopedium gibberum</i>	+	++	++	++	++
<i>Daphnia longispina</i>		+			
<i>Daphnia galeata</i>	++	+++	+++	+++	+++
<i>Daphnia cristata</i>		+			+
<i>Bosmina longispina</i>	++	+	+	+	++
<i>Bosmina longirostris</i>					+
<i>Polyphemus pediculus</i>			+	+	
<i>Bythotrephes longimanus</i>			+		

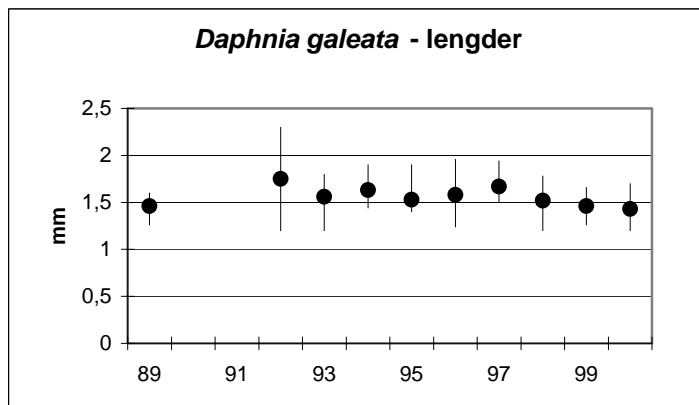
Krepsdyrplanktonet i Øyangen var dominert av storvokste arter tilpasset lite eller moderat beitepress (predasjonspress) fra planktonspisende fisk (f.eks. *Heterocope saliens*, *Acanthodiptomus denticornis* og *Daphnia longispina*) og arter som er vanligst i næringsfattige eller middels næringsrike innsjøer (f.eks. *Cyclops scutifer*, *Holopedium gibberum* og *Bosmina longispina*) (jfr. Hessen et al. 1995, Nilsson and Pejler 1973). Indikatorer for næringsrike vannmasser ble ikke observert. Krepsdyrsamfunnet hadde en høy andel av effektive algebeitere som store daphnier og gelekrepsen *H. gibberum*. I Øyangen og i Heggefjorden er ørret antagelig eneste fiskeart som kan ha betydning som predator på dyreplanktonet (Borgstrøm 1974, Brabrand og Saltveit 1978, Eriksen og Hegge 1994).



Figur 13. Middellengder av dominerende vannloppearter (voksne hunner) i Øyangen, Heggefjorden og Strondafjorden i 2000. Med *Daphnia* menes *Daphnia longispina* i Øyangen og *Daphnia galeata* i Heggefjorden og Strondafjorden.

Heggefjorden hadde i likhet med Øyangen en artssammensetning som er karakteristisk for relativt næringsfattige innsjøer med lite eller moderat predasjonspress fra planktonspisende fisk. *Heterocope appendiculata* var imidlertid enerådende *Heterocope*-art, og *Daphnia galeata*, som er litt mindre enn *D. longispina*, var dominerende *Daphnia*-art mesteparten av sesongen (Tab. 3, Fig. 13). Disse forskjellene kan muligens skyldes at predasjonspresset fra planktonspisende fisk var litt større i

Heggefjorden enn i Øyangen. Andelen av effektive algebeitere var relativt stor i Heggefjorden. Det så ikke ut til å ha skjedd endringer i artssammensetningen sammenliknet med i 1997 (jfr. Løvik og Rognerud 1998).



Figur 14. Middellengden og variasjonsbredden av *Daphnia galeata* i Strondafjorden i 1989 og i perioden 1992-2000.

I Strondafjorden påvirkes artssammensetningen av tilførsler av dyr fra de ovenforliggende innsjøene Slidrefjorden og Sæbufjorden. Som tidligere år var krepsdyrplanktonet dominert av arter som er vanlige å finne over et vidt spekter av innsjøtyper, men som har sitt tyngdepunkt i næringsfattige til middels næringsrike innsjøer med liten til markert predasjon fra planktonspisende fisk. Størrelsen på *Daphnia* og *Holopedium* var betydelig mindre enn i Øyangen og i Heggefjorden. Dette skyldtes sannsynligvis at predasjonspresset fra planktonspisende fisk var hardere i Strondafjorden ettersom innsjøen har bestander av både abbor og sik i tillegg til ørret (og ørekyt). Reduksjonen i kroppslengden til *D. galeata* som er registrert i perioden 1992-2000 (Fig. 14), kan tyde på at predasjonspresset har økt litt i denne perioden.

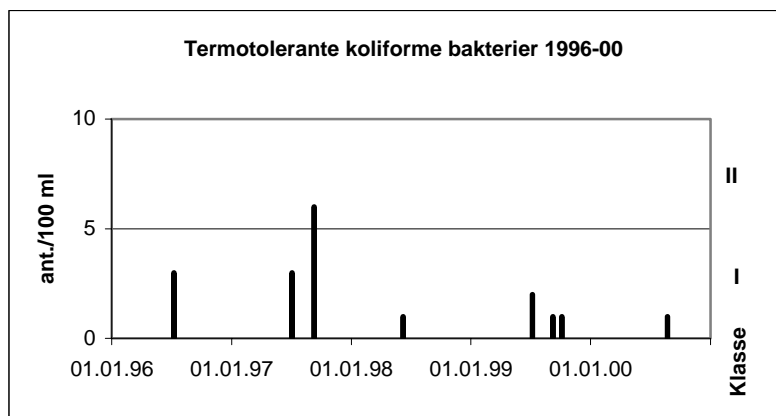
2.2.4 Tarmbakterier

Resultatene av de hygienisk/bakteriologiske analysene er gitt i vedlegget og vist i Fig. 15 for Strondafjorden i perioden 1996-2000.

Forekomsten av fekale indikatorbakterier er et følsomt mål for påvisning av kloakk og tilførsler av avføring fra varmblodige dyr (f. eks. sig fra gjødselkjellere). Analysesultatene viste at vannkvaliteten i Øyangen (st. 2 og 3), Heggefjorden og Strondafjorden var meget god sett ut fra et hygienisk/bakteriologisk synspunkt i perioden juni-oktober (jfr. Tab. 1). Dette indikerte at vannmassene var lite påvirket av tilførsler av kloakk og/eller sig fra husdyrgjødsel i vekstsesongen 2000. Det ble likevel påvist tarmbakterier i alle innsjøene en eller flere ganger.

I Vassdragsplanen for Valdres heter det at ”ingen vassdragsavsnitt skal ha en vannkvalitet som gjør det nødvendig med omfattende behandling (fullrensing) for å oppnå god drikkevannskvalitet”. Videre sier forskriftene om råvann til drikkevann ved enkel vannbehandling følgende (jfr. SFT 1997): Minimum 70% av prøvene skal tilfredsstillere kravet om 0 TKB/100 ml for store vannverk som forsyner mer enn 10.000 personer, for vannverk > 1.000 personer skal minimum 60% av prøvene tilfredsstillere dette kravet og for vannverk > 100 personer skal minimum 50% tilfredsstillere denne verdien. I tillegg skal ingen prøver ha høyere konsentrasjoner enn 10 TKB/100 ml. Dette innebærer at Heggefjordens og Strondafjordens overflatevann tilfredsstilte kravene (mht. tarmbakterier) selv for et stort vannverk,

mens Øyangen (st. 2) såvidt tilfredsstilte kravet for lite vannverk om en ser hele perioden februar-oktober under ett. I februar-april var ikke vannkvaliteten ved Øyangen st. 2 egnet som råvann til drikkevann. I søndre basseng (st. 3) derimot tilfredsstilte vannkvaliteten de strengeste kravene, men her ble det samlet inn forholdsvis få prøver. I forbindelse med at det ble observert en ”ubestemmelig”, gråaktig hinne på overflaten av bl.a. Øyangen i midten av juli, ble det samlet inn en ekstraprøve ved land i søndre basseng den 19. juli. Prøven inneholdt imidlertid ikke tarmbakterier, dvs. at vi ikke fant indikasjoner på at belegget på overflaten hadde noen sammenheng med utslipp av kloakk eller lignende.



Figur 15. Fekale indikatorbakterier (termotolerante koliforme bakterier = TKB) på 1 m dyp i Strondafjorden 1996-2000. <1 TKB/100 ml er her angitt som 0; dermed vises ikke disse observasjonene i diagrammet. Tilstandsklasser er markert med romertall.

2.3 Begna ved Bagn

2.3.1 Begroing

Algeveksten var dominert av trådformede grønnalger, og dominerende art var *Mougeotiopsis calospora*, som er en typisk rentvannsindikator. Rentvansformer som grønnalgene *Bulbochaete* sp., *Zygnema* b og blågrønnalgen *Clastidium setigerum* var tilstede. Det ble ikke funnet arter som kan indikere forurensningspåvirkning i form av næringssalter eller lett nedbrytbart organisk stoff.

2.3.2 Vannvegetasjon

Vannvegetasjonen i området var artsrik og svært frodig. Totalt 15 arter ble registrert (tabell 5). Ingen av de dominerende artene er spesielt næringskrevende. Store deler av elvebunnen fra ca. 0.5 m dyp og ut til ca. 3.5 m dyp var dekket av vannvegetasjon. De dominerende artene var grastjønnaks (*Potamogeton gramineus*) og flotgras (*Sparganium angustifolium*). Ute i selve strømløpet dannet 1-3m lange sammenfiltrede planter av grastjønnaks massebestander i dybdeområdet 1-3.5 m. Innenfor og i innerkant av grastjønnaks-bestandene dominerte flotgras, med de største bestandene i områder med litt roligere strømforhold, f.eks. i bukt på østsida. Her fantes også de største forekomstene av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*). I enkelte områder, først og fremst på grunt vann, hvor den massive veksten var noe mer glissen, fantes innslag av andre arter, først og fremst sylblad (*Subularia aquatica*) og klovasshår (*Callitriche hamulata*).

På grunn av forholdsvis høyt vann ved registreringstidspunktet var størstedelen av vannvegetasjonen under vann og lite synlig fra stranda. I tørre somre med lavere vannstand ligger sannsynligvis store

deler av denne vegetasjonen i eller nær overflata. Særlig synlig er nok de lange flytebladene hos flotgras, først og fremst langs kantene og i buktene, samt flytebladene av grastjønnaks lenger ut.

Tabell 5. Vannvegetasjon i Begna ved Bagn 22.8.2000. Mengdeangivelse: 1=sjelden, 2=spredd, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende

Latinske navn	Norske navn	forekomst
ISOETIDER		
<i>Eleocharis acicularis</i>	nålesivaks	2
<i>Isoetes echinospora</i>	mjukt brasmegras	1-2
<i>Isoetes lacustris</i>	stivt brasmegras	2
<i>Ranunculus reptans</i>	evjesoleie	2
<i>Subularia aquatica</i>	sylblad	3
ELODEIDER		
<i>Callitriche palustris</i>	småvasshår	1-2
<i>Callitriche hamulata</i>	klovasshår	3
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	tusenblad	3-4
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	småtjønnaks	2-3
<i>Potamogeton gramineus</i>	grastjønnaks	5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	hjertertjønnaks	2-3
<i>Ranunculus peltatus</i>	sturvass-soleie	2
NYMPHAEIDER		
<i>Sparganium angustifolium</i>	flotgras	4
<i>Sparganium cf. natans</i>	småpiggnopp	2
KRANSALGER		
<i>Nitella opaca/flexilis</i>		3

2.3.3 Tidsendringer 1985-2000

For å klarlegge årsaken til en, for flere brukegrupper, problematisk vannvegetasjon ble det i 1985 foretatt en vegetasjonsundersøkelse i Begna ved Bagn (Rognerud m.fl. 1986). Omtrent hele elvebunnen var da dekket med massebestander av langskuddsplanter. Dessuten forekom bestander av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og botngras (*Lobelia dortmanna*) på dypt vann.

Registreringene i 2000 viste svært få endringer i forhold til 1985. De dominerende artene, langskuddsplantene grastjønnaks, tusenblad og klovasshår, samt flytebladsplanten flotgras, dannet fortsatt kraftige bestander over store deler av elveløpet. Imidlertid ser det ut til at det har skjedd en nedgang i forekomsten av sturvasssoleie (*Ranunculus peltatus*). Kortsuddsplanten botngras (*Lobelia dortmanna*), som hadde en stor forekomst i 1985, ble ikke registrert i 2000. Også stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) hadde merkbart redusert forekomst.

2.3.4 Årsaker til endringer i vannvegetasjonen

Vegetasjonsundersøkelsene i 1985 konkluderte med at den kraftige utviklingen av vannvegetasjonen i Begna nedstrøms Bagn skyldtes reguleringen med påfølgende stabilisering av vannstand og manglende islegging i vinterhalvåret. De hydrologiske forholdene ser fortsatt ut til å være gode for vannvegetasjonen. Utbredelsen av de ulike artene vil imidlertid kunne variere noe fra år til år avhengig av naturlige variasjoner i klima og hydrologiske forhold.

Sturvasssoleie er en langskuddsplante som er vanligst i elver, og forekomsten i Begna kan gradvis ha blitt redusert etter vannføringsendringene. Kortsuddsplantene botngras og stivt brasmegras er planter som er vanligst i næringsfattige innsjøer, men kan også forekomme ved mer næringsrike forhold. Tilbakegangen av disse artene i Begna kan skyldes endring i substratforholdene. Både stabiliseringen

av vannstanden og stor forekomst av langskuddsvegetasjon fører til økt sedimentering av finmateriale, og substratet kan ha blitt ugunstig for isoetidene. Dessuten kan forekomsten av botngras og stivt brasmegras på noe dypere vann ha blitt overvokst med langskuddsvegetasjon.

3. Sammenfattende diskusjon

Øyangen

Basert på målinger og observasjoner i vekstsesongen 2000 kan Øyangens hovedvannmasser (st. 2 og 3) karakteriseres som næringsfattige. Konsentrasjonene av nærings saltene fosfor og nitrogen, planteplankton (alger), organisk stoff og tarmbakterier var stort sett lave. Vannkvaliteten kan betegnes som meget god (klasse I) i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet (SFT 1997). Planteplanktonet hadde en artsammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer (Brettum 1989). Krepssdyrplanktonet hadde en stor andel effektive algebeitere som er gunstig med tanke på innsjøens "selvrensingsevne" (Pace 1984). Det vil si at en stor andel av den produserte algebiomassen kan omsettes til dyreplankton og videre til planktonspisende fisk.

Undersøkelsen har imidlertid også vist at vannmassene i det nordre bassenget (st. 2) var merkbart påvirket av utslippet fra Beito RA i deler av året. Det gjaldt spesielt i vintersesongen da innsjøen var nedtappet og islagt, og belastningen på renseanlegget var stor i forbindelse med høysesongen i turisttrafikken. På denne tiden ble det observert markert forhøyde konsentrasjoner av nærings salt, organisk stoff og tarmbakterier samt til dels dårlige oksygenforhold i deler av nordre basseng. Dette henger bl.a. sammen med bassengets utforming; den kompliserte bunntopografien gjør at det kan dannes "lommer" eller bakevjer med dårlig vannutskiftning når vannstanden er lav, som den vanligvis er på ettervinteren. I april munnet utslippsledningen fra renseanlegget ut på omtrent tørt land. Denne delen av Øyangen oppfylte ikke de vedtatte delmålene i vassdragsplanen for Valdres (jfr. Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres 2000). Det vil med andre ord si at resipientkapasiteten var overskredet i deler av året.

Med en stadig økende aktivitet i Beitostølen-området og de store døgn- og sesongsvingningene i belastningen en kan forvente også på det nye renseanlegget, stilles det store krav til optimal drift for at ikke vannkvaliteten i Øyangen skal bli dårlig. Den planlagte forlengingen av utslippsledningen fra renseanlegget ut på større dyp i nordre basseng vil antagelig bedre på forurensingssituasjonen i dette bassenget vinterstid. Stor vanntilførsel fra og med våravsmeltingen, oppfylling av magasinet og mindre belastning på Beito RA i sommersesongen var antagelig de viktigste årsakene til at vannkvaliteten ikke utviklet seg i mer negativ retning med f.eks. algeoppblomstringer i vekstsesongen 2000. Med de betydelige brukerinteressene og den store aktiviteten som finner sted i nedbørfeltet, bør det være grunn til å foreta nye undersøkelser av vannkvaliteten i Øyangen også etter at det nye renseanlegget har blitt satt i drift.

Heggefjorden

Undersøkelsene i 2000 viste at Heggefjordens vannmasser var lite påvirket av nærings salttilførsler. Konsentrasjonene av fosfor og nitrogen var lave, og det samme var mengdene og innholdet av tarmbakterier. Vannkvaliteten kan derfor betegnes som meget god (klasse I). Middel-konsentrasjonen av nitrogenforbindelser hadde ikke endret seg vesentlig, mens konsentrasjonene av fosfor og mengdene var noe lavere enn ved forrige undersøkelse i 1997. Krepssdyrplanktonet hadde en gunstig sammensetning med hensyn til omsetning av produsert algemateriale oppover i næringskjeden. Det var ingen vesentlige endringer i sammensetningen sammenliknet med i 1997.

I forbindelse med undersøkelsene i innsjøer i Øystre Slidre-vassdraget i perioden 1987-89 ble det konkludert med at en eventuell negativ utvikling i vannkvaliteten på grunn av Lomen-reguleringen var ubetydelig, men at det antagelig hadde skjedd en økt tilgroing av vannplanter i deltaområdet (Rognerud og Romstad 1990). Såvel fysisk-kjemiske som biologiske analyser og observasjoner viste at vannkvaliteten generelt sett var nær de naturgitte forholdene. Ved undersøkelsene i 1997 ble det observert en moderat økning i fosfor-konsentrasjonen og i algemengden i Heggefjorden, men ingen endringer av betydning i Volbufjorden eller Sæbufjorden. Endringene i Heggefjorden ble antatt å skyldes naturlige år til år-variasjoner, men en utelukket heller ikke at de kunne være utslag av en langtids effekt av Lomen-reguleringen (Løvik og Rognerud 1998). Begrunnelsen for dette var at Heggefjorden fikk relativt sett betydelig større reduksjon i vanntilførselen som følge av reguleringen enn Volbufjorden og Sæbufjorden. Undersøkelsene i 2000 viste igjen at algemengdene var noe høyere enn på slutten av 1980-tallet, og planteplanktonet hadde innslag av noe mer næringskrevende arter. Økningen var imidlertid ikke spesielt stor, og konsentrasjonen av næringsalter var på samme nivå som i 1987-89. Som oppsummering kan vi si at Heggefjordens vannmasser sannsynligvis har blitt mer ømfintlige for tilførsler av forurensninger fra nedbørfeltet etter Lomen-reguleringen, men at dette hittil ikke har gitt seg utslag i noen forringelse av vannkvaliteten.

Strondafjorden

Strondafjordens vannmasser var lite påvirket av næringsalttilførsler i vekstsesongen 2000. Såvel konsentrasjonene av fosfor og nitrogen som algemengdene var lave. Det samme gjaldt innholdet av fekale indikatorbakterier. Ut fra sesongmiddelverdiene av siktedyp, total fosfor, total nitrogen, klorofyll-a og termotolerante koliforme bakterier kan vannkvaliteten betegnes som meget god (klasse I). Konsentrasjonene av total fosfor og klorofyll-a er de laveste som har blitt registrert siden målingene startet på midten av 1980-tallet. Innsjøens konsentrasjon av fosfor ser ut til å være nært knyttet til konsentrasjonen av humus som først og fremst er avhengig av humusutlekkningen fra skog- og myrområder og fra dyrket mark i nedbørfeltet (Løvik og Rognerud 2000a). Middelkonsentrasjonen av total nitrogen har ikke endret seg vesentlig i Strondafjorden i de senere årene. Mengden og sammensetningen av alger var i samsvar med det som er vanlig i næringsfattige innsjøer, og det ble ikke observert sjenerende algeoppblomstringer i vekstsesongen 2000.

Det har ikke blitt registrert vesentlige endringer i artssammensetningen innen krepsdyrplanktonet i Strondafjorden i de senere årene. Reduksjonen i kroppslengden til vannloppen *Daphnia galeata* i perioden 1992-2000 kan imidlertid tyde på en moderat økning i predasjonspresset fra planktonspisende fisk, antagelig først og fremst sik, i denne perioden.

De siste 7 årene har vi ikke observert markerte algeoppblomstringer i Strondafjorden. Forholdene på 1980-tallet og først på 1990-tallet har imidlertid vist at små økninger i tilførslene av næringsalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Det er kjent fra litteraturen at i klarvannssjøer, som Strondafjorden, kan enkelte arter utnytte små næringsalttilførsler svært effektivt og derved raskt produsere masseoppblomstringer. Disse er som regel kortvarige da reservene av næringsalter brukes raskt opp, og algene dør ut et par uker etter toppen. I april-mai tilføres innsjøen næringsalter fra nedbørfeltet i forbindelse med våravsmeltingen, og det blir vanligvis gunstige forhold for algevekst når temperaturen i de øvre vannlag stiger i mai-juni. Når innsjøen er termisk sjiktet om sommeren, har næringsalttilførsler f.eks. i forbindelse med kraftig regnvær og arealavrenning antagelig stor betydning for algeveksten. I denne perioden vil også eventuelle lekkasjer/overløp fra kloakksystemene føre til økt algevekst i innsjøen. Utover høsten, når overflatetemperaturen synker, kan de øvre vannlagene bli tilført algetilgjengelige næringsalter fra dypere vannlag i forbindelse med erosjonen av temperatursprangsjiktet. Små tilførsler av næringsalter fra befolkning og landbruk kombinert med relativt god vanngjennomstrømning var antagelig de viktigste årsakene til at vannkvaliteten var spesielt god i vekstsesongen 2000.

I Strondafjorden er det særlig arter innen gruppene gullalger og kiselalger som tidligere har skapt de største algeoppblomstringene. Oppblomstringene av gullalgen *Uroglena americana* og grønnalgen *Chlamydomonas* sp. på forsommeren i 1991 gav sterk lukt av tran/fisk, og algene produserte antagelig toksiner som indirekte var en av årsakene til sikkøden senere dette året (Hegge og Østdahl 1992). Oppblomstringene av enkelte algearter har gjort at fordelingen mellom hovedgruppene har variert betydelig mer enn f.eks. på hovedstasjonen i Randsfjorden hvor fordelingen har vært temmelig konstant i de årene innsjøen har vært undersøkt (Løvik og Rognerud 2000b). Strondafjorden ser derfor ut for å være mer ømfintlig med hensyn til mulighet for algeoppblomstringer enn Randsfjorden ved hovedstasjonen. Disse forholdene viser at det er nødvendig med en stadig årvåkenhet med hensyn til tilførsler av næringssalter fra f.eks. kloakkutslipp, landbruk eller industri, og de viser viktigheten av at vannkvaliteten overvåkes ved jevnlige, systematiske undersøkelser.

Begna ved Bagn

Vannvegetasjonen i Begna ved Bagn var både artsrik og frodig. Dominerende arter var grastjønnaks og flotgras, som dannet bestander i store deler av det stilleflytende området. Ingen av de dominerende artene er spesielt næringskrevende. Den kraftige veksten var lite endret siden 1985 og viste at de hydrologiske forholdene fortsatt er gunstige for vegetasjonen (jfr. Rognerud et al. 1986 og 1987). Stabilisering av vannstanden, manglende islegging om vinteren og økt sedimentasjon av finmateriale etter at elva ble regulert, er antagelig de viktigste årsakene til den massive veksten av vannplanter i området. Bagn kraftverk ble satt i drift i 1963. Begroingsprøven viste dominans av rentvannsorganismer. Undersøkelsen gav ikke indikasjoner på at veksten av vannvegetasjon i området var forårsaket av næringssaltforurensninger.

4. Litteratur

- Borgstrøm, R. 1974. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk. Rapp. Lab. Ferskvøkol. InnFiske, Zool. Mus. Oslo, 20. 34 s.
- Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre. Rapp. Lab. Ferskvøkol. InnFiske, Zool. Mus. Oslo, 36. 58 s.
- Eriksen, H. og Hegge, O. 1994. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland – Fagrapport 1992. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 10/94, 58 s.
- Berge, D. & Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport. Løpenr. 2367. 130 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapport. Løpenr. 2344. 111 s.
- Brettum, P. 1997. Vannkvalitetsovervåking i Tyrifjorden, Steinsfjorden og tilløpselvene Sogna og Storelva, 1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3662-97. 36 s.
- Fossum, S. 1998. Lokal overvåking av vannkvalitet i Oppland 1997. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/98, 16 s. + vedlegg.
- Hegge, O. & Østdahl, T. (red.) 1992. Fiskedød i Begnavassdraget. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 14/92, 30 s.
- 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. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E.A. og Løvik, J.E. 2000. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1999. NIVA-rapport. Løpenr. 4170-2000. 127 s.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. Det norske samlaget. Oslo.
- Løvik, J.E. 2000. Resipientundersøkelse av Øyangen – Trinn 2. NIVA. Brev J.nr. 37/00. 7 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1992. Femunden og Kjemsjøen i Hedmark. En undersøkelse av vannkvaliteten i 1991. NIVA-rapport. Løpenr. 2710. 29 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1994. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1993. NIVA-rapport. Løpenr. 3016. 16 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1995. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1994. NIVA-rapport. Løpenr. 3204. 17 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1996. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1995. NIVA-rapport. Løpenr. 3402-96. 20 s.

- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1997. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3651-97. 22 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1998. Vannkvaliteten i Øystre Slidre-vassdraget og Strondafjorden. Tidsutviklingen fra 1987-89 til 1997. NIVA-rapport. Løpenr. 3782-98. 45 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 1999. Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-98. NIVA-rapport. Løpenr. 3988-99. 23 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 2000a. Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-99. NIVA-rapport. Løpenr. 4186-2000. 25 s.
- Løvik, J.E. og Rognerud, S. 2000b. Vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet i perioden 1988-99. NIVA-rapport. Løpenr. 4211-2000. 50 s.
- Miljø- og vassdragsutvalget for Valdres 2000. Overvåkingsplan for Begna-/Øystre Slidre-vassdraget 2000-2007. Datert 25. januar 2000. 4 s.
- Nilsson, N.-A. and Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish Lakes. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm. 53: 51-77.
- Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996. Rapport. Ekstraordinær vannforsyning til Leira. Mai 1996. Epidemologisk spørreundersøkelse.
- Pace, M. L. 1984. Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll a relationship. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1089-1096.
- Rognerud, S., Romstad, R., Mjelde M. 1986. Undersøkelse av Begna 1984-86. Årsrapport 1985 (Overvåkingsrapport 231/86). Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport. Løpenr. 1899. 52 s.
- Rognerud, S., Romstad, R., Brettum, P. og Mjelde, M. 1987. Undersøkelser av Begna. Sluttrapport for undersøkelsen 1984-86. NIVA-rapport. Løpenr. 2005. 80 s.
- Rognerud, S. og Romstad, R. 1990. Undersøkelser i Øystre Slidre vassdraget og Strondafjorden 1987-89. NIVA-rapport. Løpenr. 2392. 73 s.
- Rognerud, S. 1993. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden 1992. NIVA-rapport. Løpenr. 2885. 9 s.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. Målestokk 1:1 million. Norges Geologiske undersøkelse.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:04. 31 s.

5. Vedlegg

Tabell I. Månedsmiddeltemperaturer (°C) og månedsnedbørsummer (mm) for 2000 samt normalen (1961-90) ved Planteforsk, Løken forskingsstasjon.

	Lufttemperatur		Nedbør	
	2000	Normalen	2000	Normalen
Januar	-3,8	-9,9	17	42
Februar	-4,4	-8,4	15	26
Mars	-2,1	-4,1	29	31
April	2,4	0,8	60	22
Mai	8,9	6,8	33	45
Juni	10,2	11,7	58	61
Juli	13,8	13,1	69	72
August	11,8	11,8	78	69
September	8,2	7,1	34	58
Oktober	5,5	2,7	132	61
November	1,0	-4,1	129	51
Desember	-5,5	-8,4	47	37
Året	3,8	1,6	701	575

Tabell II. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, termotolerante koliforme bakterier (TKB) på 1 m, totalt algevolume (0-10 m) og siktedyp i Strondafjorden i 2000.

	20.06.00	19.07.00	22.08.00	11.09.00	09.10.00	Middel
pH	7,27	7,13	7,30	7,19	7,20	7,22
Ledningsevne, mS/m	2,4	2,0	2,0	2,1	2,1	2,1
Turbiditet, FTU	0,51	0,46	0,30	0,37	0,35	0,40
Alkalitet, mmol/l	0,12	0,12	0,12	0,11	0,13	0,12
Total nitrogen, µgN/l	275	216	230	228	490	288
Nitrat+nitritt, µgN/l	154	110	92	103	117	115
Total fosfor, µgP/l	5,8	<2,0	2,4	3,6	5,0	3,8
Farge, mgPt/l	9	10	11	7	8	9
Klorofyll-a, µg/l	2,09	1,77	1,32	1,57	2,09	1,77
Tot. algevolume, mm ³ /m ³	229,7	258,3	109,7	199,5	124,2	184,3
TKB, ant./100 ml	0	0	1	0	0	0,2
Siktedyp, m	9,1	7,8	10,6	10,9	11,5	10,0

Tabell III. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, termotolerante koliforme bakterier (TKB) på 1 m, totalt algevolume (0-10 m) og siktedyp i Heggefjorden i 2000.

	20.06.00	19.07.00	22.08.00	11.09.00	09.10.00	Middel
pH	7,30	7,05	7,23	7,16	7,20	7,19
Ledningsevne, mS/m	2,5	2,3	2,2	2,2	2,2	2,3
Turbiditet, FTU	0,34	0,60	0,41	0,48	0,53	0,47
Alkalitet, mmol/l	0,14	0,14	0,14	0,12	0,13	0,134
Total nitrogen, µgN/l	298	237	225	202	201	233
Nitrat+nitritt, µgN/l	141	103	43	45	59	78
Total fosfor, µgP/l	5,3	<2,0	3,1	6,1	4,8	4,3
Farge, mgPt/l	11	14	9	9	8	10,2
Klorofyll-a, µg/l	1,07	1,4	2,07	2,05	2,14	1,75
Tot. algevolume, mm ³ /m ³	149,5	139,2	169,1	166,6	176,2	160,1
TKB, ant./100 ml	0	0	0	0	2	0,4
Siktedyp, m	10,5	8,0	7,4	8,1	7,9	8,4

Tabell IV. Vannkjemiske analyseresultat fra blandprøver 0-10 m, totalt algevolum og siktedyp i **Øyangen** i juni-oktober 2000.

	st. 2	st. 2	st. 2	st. 2	st. 2	st. 2	st. 3
	20.06.00	19.07.00	22.08.00	11.09.00	09.10.00	Middel	19.07.00
pH	6,96	6,80	6,82	6,70	6,90	6,84	6,70
Alkalitet, mmol/l	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05	0,054	0,05
Total nitrogen, µgN/l	440	127	162	186	170	217	133
Nitrat+nitritt, µgN/l	72	52	31	39	42	47	55
Total fosfor, µgP/l	4,1	<2	4,7	6,4	3,0	4,0	<2,0
TOC, mgC/l	1,2	<1,0	1,5	1,4	1,4	1,3	1,0
Klorofyll-a, µg/l	1,61	0,89	1,28	1,1	1,3	1,24	0,86
Tot. algevolum, mm ³ /m ³	244,5	93,5	137,5	95,1	71,1	128,3	71,7
Siktedyp, m	10,0	11,5	9,9	10,6	10,2	10,4	12,0

Tabell V. Termotolerante koliforme bakterier (TKB) i **Øyangen** i juni-oktober 2000, ant./100 ml.

	20.06.00	19.07.00	22.08.00	11.09.00	09.10.00	Middel
St. 2, 1 m	0	0	0	0	1	
St. 2, 18 m	0	0	1	4	1	
St. 2						0,7
St. 3, 1 m		0				
St. 3, 50 m		0				
St. 3						0
Ved land, søndre basseng, østsida		0				0

Tabell VI. Kroppslengder (mm) av dominerende vannlopper (adulte hunner) i 2000.

	Min	Max	Middel	St. avvik	N
Øyangen					
Holopedium gibberum	1,46	2,16	1,74	0,19	21
Daphnia longispina	1,90	2,56	2,31	0,19	19
Bosmina longispina	0,60	0,90	0,70	0,09	20
Heggefjorden					
Holopedium gibberum	1,40	2,16	1,75	0,21	20
Daphnia galeata	1,46	2,40	1,88	0,28	20
Bosmina longispina	0,60	1,06	0,78	0,12	11
Strondafjorden					
Holopedium gibberum	1,00	1,70	1,21	0,17	20
Daphnia galeata	1,20	1,70	1,43	0,13	20
Bosmina longispina	0,60	0,72	0,66	0,05	20

Tabell VII. Resultater av temperaturmålinger og analyser av tarmbakterier samt oksygen i Øyangen 8.2 og 27.4.2000.

*) lukt av H₂S, **) Flaske knust pga. frysing.

Stasjon	Dyp m	TKB ant./100 ml		Temp °C		Oksygen			
		Febr.	Apr.	Febr.	Apr.	mg/l		% metning	
						Febr.	Apr.	Febr.	Apr.
Rauddøla	0	0	1	-	-	-	-	-	-
Øyangen st. 1	0,5	0	0	0,2	0,4	13,0	11,6	97,0	87,0
	4	0	-	0,7	0,9	12,9	11,5	97,5	87,4
	8	25	-	3,4	-	<2 *	-	<16,2 *	-
Øyangen st. 2	0,5	0	10	0,2	0,5	**	11,7	**	88,0
	5	7	2	0,9	1,3	11,7	11,5	88,9	88,3
	10	4	3	3,3	1,6	10,5	11,4	85,1	88,3
	12	-	0	-	2,2	-	10,9	-	85,8
	15	0	-	3,8	-	8,3	-	68,1	-
Øyangen st. 3	5	0	0	1,5	1,3	11,8	11,4	85,0	87,6
	50	0	0	3,1	3,2	9,9	9,4	79,8	75,9

Tabell VIII. Resultater av kjemianalyser fra Øyangen (st. 1-3) og Rauddøla (R) den 8. februar og 27. april 2000.

St.	Dyp m	pH pH		Farge mgPt/l		Turb FTU		TOC mgC/l	
		Febr.	Apr.	Febr.	Apr.	Febr.	Apr.	Febr.	Apr.
R	-	6,35	6,5	5	13	0,46	0,38	<1	1,3
St.1	0-4	6,25	6,3	3	27	0,89	1,6	<1	3,8
	4-8	6,31	-	6	-	1,5	-	3,8	-
St.2	0-5	6,35	6,5	6	16	4,7	1,5	<1	2,4
	5-10	6,34	6,5	7	17	1,4	1,9	1,0	2,2
	10-15	6,20	-	7	-	0,98	-	1,0	-
St.3	0-10	6,43	6,4	6	3,1	0,35	0,77	<1	<1
	50	6,39	6,1	8	7	0,53	0,33	1,0	<1

Tabell IX. Resultater av kjemianalyser fra Øyangen (st. 1-3) og Rauddøla (R) den 8. februar og 27. april 2000 forts.

St.	Dyp m	Tot-P µgP/l		Tot-N µgN/l		NH ₄ µgN/l	
		Febr.	April	Febr.	April	Febr.	April
R	-	2,2	3,7	148	213	10	10
St.1	0-4	3,2	10,6	166	584	14	73
	4-8	37,6	-	2724	-	2470	-
St.2	0-5	15,5	9,1	194	414	16	107
	5-10	5,4	10,2	232	412	45	80
	10-15	5,8	8,8	385	409	167	88
St.3	0-10	2,0	3,7	182	262	17	64
	50	2,2	3,0	192	254	17	16

Tabell X. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Øyangen (Slidre), st_2, 0-10m

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	20	19	22	11	9
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Merismopedia tenuissima		.	0,7	12,7	12,4	2,4
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,7	12,7	12,4	2,4
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (I=12)		.	.	.	0,2	.
Chlamydomonas sp. (I=8)		.	0,3	2,4	1,2	0,7
Cosmarium sp.		.	.	0,2	.	.
Crucigenia quadrata		.	0,4	.	0,4	.
Dictyosphaerium subsolitarium		.	0,3	.	0,3	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		0,1	0,2	1,9	0,3	.
Gyromitus cordiformis		.	.	0,1	.	0,3
Monoraphidium dybowskii		.	0,3	.	.	.
Monoraphidium griffithii		.	.	0,5	0,2	.
Oocystis submarina v. variabilis		0,1	1,6	2,8	2,5	1,7
Quadrigula pfitzeri		.	.	0,2	0,5	.
Scourfieldia cordiformis		.	.	.	0,3	.
Sphaerocystis Schroeteri		1,4	0,5	0,5	.	.
Staurastrum longipes		2,7
Tetraedron minimum v. tetralobulatum		.	.	.	0,1	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		.	0,3	.	.	.
Ubest.gr.flagellat		.	.	.	0,2	.
Sum - Grønnalger		4,3	3,9	8,5	6,2	2,7
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii		.	0,6	1,0	1,3	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		1,2	3,6	3,3	1,1	.
Chrysolykos skujai		0,7	.	.	0,7	0,6
Craspedomonader		.	0,1	.	.	0,8
Cyster av chrysophyceer		.	.	0,7	.	.
Dinobryon borgei		.	0,4	1,1	0,3	0,2
Dinobryon crenulatum		0,8	1,3	0,4	0,4	.
Dinobryon cylindricum var. alpinum		14,1
Dinobryon sociale v. americanum		.	0,9	4,0	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum		.	.	0,2	.	.
Kephyrion boreale		.	.	.	0,1	.
Kephyrion sp.		0,7	0,7	0,6	0,7	1,0
Løse celler Dinobryon spp.		1,0
Mallomonas akrokómos (v.parvula)		0,6	.	0,6	0,6	0,5
Mallomonas punctifera (M.reginae)		0,2	0,4	.	.	.
Mallomonas spp.		.	1,7	1,0	1,7	2,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		9,0	9,0	7,4	7,7	6,9
Små chrysomonader (<7)		117,8	18,1	31,5	17,6	18,3
Spiniferomonas sp.		0,8	.	0,4	1,7	0,4
Stichogloea doederleinii		.	.	1,5	.	.
Store chrysomonader (>7)		24,1	2,6	10,3	5,2	4,3

Tabell X. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Øyangen (Slidre), st_2, 0-10m
 forts.

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	20	19	22	11	9
Ubest.chrysonade (Ochromonas sp.?)		0,7	2,4	4,0	4,6	1,7
Ubest.chrysofytce		0,1	0,4	0,4	0,3	.
Sum - Gullalger		171,8	42,2	68,3	44,0	36,6
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Asterionella formosa		4,7
Aulacoseira alpigena		0,3
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)		1,3	0,3	0,5	2,3	2,6
Fragilaria sp. (l=40-70)		.	0,1	.	.	.
Tabellaria flocculosa		.	0,2	0,4	.	.
Sum - Kiselalger		6,4	0,6	0,9	2,3	2,6
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Cryptaulax vulgaris		.	.	.	0,3	.
Cryptomonas marssonii		.	3,2	.	2,5	1,5
Cryptomonas sp. (l=20-22)		3,1	8,1	3,0	1,4	1,2
Cryptomonas spp. (l=24-30)		2,3	0,5	.	.	.
Katablepharis ovalis		7,2	3,6	2,6	1,7	1,8
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		9,5	0,3	1,0	3,2	8,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		1,8	14,7	6,1	1,9	1,9
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?		.	.	.	0,2	.
Sum - Svelgflagellater		23,8	30,4	12,7	11,3	15,1
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Ceratium hirundinella		6,0
Gymnodinium cf.lacustre		12,0	2,2	4,2	2,0	1,4
Gymnodinium sp.		2,5
Gymnodinium sp. (l=14-16)		0,7	.	4,9	3,1	2,2
Peridinium sp. (l=15-17)		.	.	0,7	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)		4,4	1,5	1,0	1,6	0,8
Ubest.dinoflagellat		3,2	0,4	5,6	0,8	0,9
Sum - Fureflagellater		28,9	4,1	16,2	7,5	5,2
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)						
Isthmochloron trispinatum		.	.	0,1	.	.
Sum - Gulgrønnalger		0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
My-alger						
My-alger		9,3	11,6	18,0	11,3	6,5
Sum - My-alge		9,3	11,6	18,0	11,3	6,5
Sum totalt :		244,5	93,5	137,5	95,1	71,1

Tabell Xi. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra: Øyangen (Slidre), st_3, 0-10m

Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

	År	2000
	Måned	7
	Dag	19
Chlorophyceae (Grønnalger)		
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,3
Crucigenia quadrata		0,6
Dictyosphaerium subsolitarium		0,3
Oocystis submarina v.variabilis		2,5
Sum - Grønnalger		3,7
Chrysophyceae (Gullalger)		
Bitrichia chodatii		1,0
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		2,1
Chrysolykos skujai		0,1
Craspedomonader		0,1
Cyster av chrysophyceer		0,3
Dinobryon borgei		0,6
Dinobryon crenulatum		0,4
Dinobryon sociale v.americanum		0,8
Kephyrion sp.		0,8
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		0,6
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		7,7
Små chrysonader (<7)		12,2
Store chrysonader (>7)		0,9
Ubest.chrysonade (Ochromonas sp.?)		2,3
Ubest.chrysophyce		0,3
Sum - Gullalger		30,2
Cryptophyceae (Svelgflagellater)		
Cryptomonas marssonii		3,0
Cryptomonas sp. (l=20-22)		7,8
Cryptomonas spp. (l=24-30)		1,0
Katablepharis ovalis		2,0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		3,3
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		4,8
Sum - Svelgflagellater		21,9
Dinophyceae (Fureflagellater)		
Gymnodinium cf.lacustre		1,1
Gymnodinium sp. (l=14-16)		2,9
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)		0,6
Ubest.dinoflagellat		0,5
Sum - Fureflagellater		5,0
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)		
Isthmochloron trispinatum		0,1
Sum - Gulgrønnalger		0,1
My-alger		
My-alger		10,7
Sum - My-alge		10,7
Sum totalt:		71,7

Tabell 11. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Heggefjorden, 1, 0-10m

Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	20	19	22	11	9
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Anabaena lemmermannii		.	0,3	1,6	.	0,7
Aphanothece sp.		.	.	3,2	10,3	.
Merismopedia tenuissima		.	.	.	1,5	1,5
Woronichinia compacta		.	0,3	12,2	41,9	41,3
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,6	16,9	53,7	43,4
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (I=12)		.	1,6	.	.	0,1
Chlamydomonas sp. (I=8)		0,5	1,6	1,6	2,1	0,5
Cosmarium phaseolus		0,6
Cosmarium pygmaeum		.	.	.	0,4	0,8
Crucigenia quadrata		.	.	0,3	.	0,3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		0,3	.	0,9	0,3	0,7
Fusola viridis		.	0,7	.	.	.
Gyromitus cordiformis		0,1	0,5	0,9	1,8	.
Monoraphidium contortum		.	.	0,2	.	.
Monoraphidium dybowskii		.	.	0,3	0,5	0,5
Monoraphidium griffithii		.	.	0,6	0,2	3,2
Nephrocytium agardhianum		.	.	0,4	.	.
Oocystis marssonii		.	0,6	0,2	0,4	.
Oocystis submarina v.variabilis		0,1	.	1,2	2,5	1,1
Paramastix conifera		0,8
Pediastrum tetras		.	.	.	0,1	.
Scenedesmus denticulatus v.linearis		.	0,1	0,8	0,2	0,2
Sphaerocystis schroeteri		.	2,3	.	.	0,2
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		.	2,1	1,2	0,6	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		.	0,7	1,2	.	2,7
Willea irregularis		.	0,4	1,9	.	3,5
Sum - Grønnalger		1,1	10,6	11,8	9,0	15,0
Chrysophyceae (Gullalger)						
Aulomonas purdyi		.	0,1	.	.	.
Bitrichia chodatii		.	.	1,3	1,0	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		2,4	2,9	0,8	0,2	0,5
Chrysochromulina parva		2,3	1,4	1,4	1,2	0,5
Chrysolykos planctonicus		.	.	.	0,1	.
Craspedomonader		.	8,0	0,8	0,3	1,1
Cyster av Bitrichia chodatii		1,6
Dinobryon borgei		0,2	6,6	0,1	0,9	0,1
Dinobryon crenulatum		0,4	0,4	.	0,4	1,2
Dinobryon cylindricum var.alpinum		0,1
Dinobryon sociale v.americanum		.	.	2,0	.	0,9
Dinobryon suecicum v.longispinum		.	0,3	0,1	0,3	.
Epipyxis polymorpha		.	.	.	0,5	.
Kephyrion sp.		0,4	0,1	0,1	.	.

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Heggefjorden, 1, 0-10m

XII forts.

Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	20	19	22	11	9
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		4,2	1,1	1,1	1,1	0,5
Mallomonas spp.		3,8	2,9	1,3	0,2	.
Ochromonas sp. (d=3,5-4)		7,7	8,6	9,2	8,2	7,3
Pseudokephyrion sp.		0,1
Små chryomonader (<7)		29,0	15,2	39,4	19,6	16,9
Stichogloea doederleinii		.	4,9	.	.	.
Store chryomonader (>7)		6,0	2,6	7,8	8,6	5,2
Ubest.chryomonade (Ochromonas sp.?)		.	3,0	0,7	3,6	0,7
Ubest.chrysofytce		.	0,5	0,4	0,8	.
Uroglena americana		16,8
Sum - Gullalger		73,5	58,4	66,4	46,9	36,3
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Achnanthes sp. (l=15-25)		.	.	.	0,4	.
Asterionella formosa		1,2	1,5	.	.	.
Aulacoseira alpigena		.	0,7	0,7	0,2	7,5
Cyclotella radiosa		2,5
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)		13,6	0,6	.	1,4	0,2
Fragilaria sp. (l=30-40)		0,6
Fragilaria sp. (l=40-70)		0,7	0,1	1,2	0,6	1,6
Tabellaria fenestrata		.	0,9	.	.	.
Tabellaria flocculosa		.	.	.	1,2	.
Sum - Kiselalger		18,0	3,8	1,9	3,8	9,8
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Chroomonas sp.		.	0,5	.	.	.
Cryptaulax vulgaris		1,3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		0,4	0,8	1,8	1,6	4,8
Cryptomonas marssonii		4,6	.	2,6	1,1	1,6
Cryptomonas sp. (l=15-18)		.	.	1,6	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)		1,8	5,3	4,7	2,6	8,3
Cryptomonas spp. (l=24-30)		3,2	1,4	0,9	1,0	0,9
Katablepharis ovalis		4,8	6,2	12,9	6,4	4,3
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		13,4	30,8	19,1	20,7	25,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		4,5	3,8	5,9	3,6	3,8
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?		.	.	0,5	1,9	.
Sum - Svelgflagellater		32,6	48,7	49,9	39,0	50,1
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Gymnodinium cf.lacustre		0,8	2,6	2,1	0,6	1,0
Gymnodinium cf.uberimum		3,2
Gymnodinium helveticum		2,4	.	.	.	4,8
Gymnodinium sp. (l=14-16)		2,9	.	.	0,2	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)		.	.	0,8	0,5	.
Ubest.dinoflagellat		0,9	0,8	3,2	0,9	0,4
Sum - Fureflagellater		10,2	3,4	6,1	2,3	6,2
My-alger						
My-alger		14,1	13,7	16,2	11,9	15,4
Sum - My-alge		14,1	13,7	16,2	11,9	15,4
Sum totalt :		149,5	139,2	169,1	166,6	176,2

XIII

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Strondafjorden, 1, 0-10m

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	20	19	22	11	9
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Anabaena lemmeemannii		.	.	0,7	.	0,1
Woronichinia compacta		.	.	0,6	2,7	4,8
Sum - Blågrønnalger		0,0	0,0	1,3	2,7	4,9
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Botryococcus braunii		.	.	.	1,6	0,7
Chlamydomonas sp. (I=8)		0,3	0,5	0,3	0,3	0,8
Cosmarium abbreviatum		0,3
Crucigenia quadrata		.	.	0,3	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		1,6	0,3	0,3	0,1	2,0
Gloeotila sp.		.	.	.	1,3	.
Gyromitus cordiformis		1,4	1,2	0,5	0,3	0,3
Koliella sp.		.	0,1	.	.	.
Monoraphidium dybowskii		.	0,3	0,5	1,1	0,8
Nephrocytium agardhianum		.	.	0,2	0,2	.
Oocystis marssonii		.	.	0,5	.	.
Oocystis submarina v.variabilis		.	0,3	.	0,6	0,2
Paulschulzia pseudovolvox		0,1
Quadrigula pfitzeri		.	.	0,5	0,4	.
Scenedesmus denticulatus v.linearis		.	.	.	0,1	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)		.	0,3	.	.	.
Sphaerocystis schroeteri		.	.	.	0,6	.
Staurastrum gracile		2,0
Staurodesmus triangularis		0,9	.	.	.	0,3
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		.	.	0,8	.	.
Ubest.gr.flagellat		.	0,2	.	.	.
Willea irregularis		.	.	.	0,8	.
Sum - Grønnalger		6,1	3,2	3,8	7,4	5,5
Chrysophyceae (Gullalger)						
Bitrichia chodatii		.	0,3	1,3	0,3	0,7
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		.	2,3	0,1	.	.
Chrysidiastrum catenatum		.	.	.	0,4	.
Chrysochromulina parva		0,3	1,7	.	0,9	0,7
Chrysolykos planctonicus		.	0,1	0,1	0,1	.
Chrysolykos skujai		1,0
Craspedomonader		0,1	0,3	1,1	3,9	2,4
Cyster av Chrysolykos skujai		.	0,2	.	.	.
Cyster av chrysophyceer		0,7
Dinobryon borgei		2,1	2,4	0,4	1,0	.
Dinobryon crenulatum		3,2	0,4	.	.	.
Dinobryon cylindricum var.alpinum		10,7
Dinobryon korshikovii		0,5	0,5	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum		15,3	3,6	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum		0,7	0,3	.	.	.

XIII forts.

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Strondafjorden, 1, 0-10m

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	20	19	22	11	9
Kephyrion boreale		0,1	0,1	.	.	.
Kephyrion litorale		0,1
Kephyrion sp.		0,6	0,8	0,1	0,2	.
Løse celler Dinobryon spp.		0,8	1,2	.	0,4	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		.	3,6	.	0,5	.
Mallomonas crassisquama		.	.	.	0,2	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)		.	0,4	.	0,7	.
Mallomonas spp.		6,0	13,5	.	8,0	2,3
Mallomonas tonsurata		1,2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		7,4	11,2	4,9	5,5	3,9
Pseudokephyrion alaskanum		.	.	0,2	0,2	.
Pseudokephyrion attenuatum		0,8	1,1	.	0,3	.
Små chrysomonader (<7)		46,2	28,9	18,9	27,7	12,6
Spiniferomonas sp.		0,8	1,6	0,4	0,4	.
Stellexomonas dichotoma		0,3
Stichogloea doederleinii		.	.	0,6	2,7	.
Store chrysomonader (>7)		24,1	9,5	4,3	7,8	5,2
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)		0,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		.	1,0	0,7	1,0	.
Ubest.chrysophycee		.	0,4	.	0,3	.
Uroglena americana		2,0	0,8	.	0,7	.
Sum - Gullalger		125,1	86,1	33,2	63,1	28,6
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Achnanthes sp. (l=15-25)		.	.	0,4	.	.
Asterionella formosa		5,8	7,9	2,6	3,0	4,1
Aulacoseira alpigena		4,5	5,6	.	2,4	2,0
Aulacoseira italica v.tenuissima		1,9	.	0,4	.	.
Cyclotella comta v.oligactis		.	.	.	2,2	.
Cyclotella glomerata		0,6	1,1	.	2,0	.
Cyclotella radiosa		0,9
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)		4,8	0,3	1,1	2,4	.
Eunotia sp.		0,2
Fragilaria sp. (l=30-40)		11,7	0,2	.	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)		8,5	.	.	.	0,3
Fragilaria ulna (morfortyp*acus*)		0,6
Rhizosolenia eriensis (var.)		2,0	0,2	.	.	.
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus		3,8
Tabellaria fenestrata		.	.	4,0	27,0	14,9
Tabellaria flocculosa		.	0,8	.	2,0	.
Sum - Kiselalger		45,0	16,0	8,5	41,0	21,4
Cryptophyceae (Sveglflagellater)						
Cryptomonas cf.erosa		.	2,4	2,4	2,2	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)		2,0	3,4	5,1	6,0	8,4
Cryptomonas marssonii		7,5	3,6	3,6	4,0	1,4
Cryptomonas sp. (l=20-22)		0,3	2,5	2,9	4,6	3,9

XIII forts.

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Strondafjorden, 1, 0-10m

Verdier gitt i mm^3/m^3 (=mg/m³ våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	6	7	8	9	10
	Dag	20	19	22	11	9
Cryptomonas spp. (I=24-30)		6,5	9,5	3,0	7,7	10,4
Katablepharis ovalis		2,9	3,8	1,4	1,7	1,4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		8,9	64,4	10,3	26,4	21,1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		.	7,2	2,8	2,9	2,8
Sum - Svelgflagellater		28,1	96,8	31,5	55,4	49,4
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Gymnodinium cf.lacustre		1,2	6,4	1,1	.	2,1
Gymnodinium cf.uberrimum		3,2	12,8	9,6	10,0	.
Gymnodinium helveticum		.	4,8	.	.	4,8
Gymnodinium sp. (I=14-16)		0,5	0,2	3,1	2,4	.
Peridinium sp. (I=15-17)		1,0	.	0,3	.	0,3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)		.	1,5	4,1	2,8	0,4
Ubest. dinoflagellat (I=9-10)		1,3
Ubest.dinoflagellat		1,4	.	.	2,0	0,5
Sum - Fureflagellater		8,6	25,7	18,2	17,2	8,1
My-alger						
My-alger		16,9	30,3	13,4	12,7	6,4
Sum - My-alge		16,9	30,3	13,4	12,7	6,4
Sum totalt :		229,7	258,3	109,7	199,5	124,2