

RAPPORT LNR 3782-98

**Vannkvaliteten i  
Øystre Slidre-vassdraget  
og Stronds fjorden**

Tidsutviklingen fra  
1987-89 til 1997



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 32 88 33

**Akvaplan-NIVA A/S**

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

Tittel Vannkvaliteten i Øystre Slidre-vassdraget og Strondafjorden. Tidsutviklingen fra 1987-89 til 1997.	Løpenr. (for bestilling) 3782-98	Dato Januar 1998	
	Prosjektnr. Undernr. O-92055	Sider 45	Pris
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik Sigurd Rognerud	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Fri	
	Geografisk område Oppland	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Foreningen til Bægnavassdragets Regulering, Fylkesmannen i Oppland, Miljøvern-avdelingen, Nord-Aurdal kommune, Øystre Slidre kommune og Vestre Slidre kommune.	Oppdragsreferanse Steinar Fossum (FM- Oppland)
--	--

**Sammendrag**

Innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget kan betegnes som lite forurenset av næringssalter med en beskjeden planktonisk algevekst. Mengdene var omtrent like store som i Randsfjorden og Tyrifjorden, men lavere enn i Mjøsa. Det ble ikke observert vesentlige endringer i konsentrasjonene av næringssalter og alger i Volbufjorden og Sæbufjorden siden observasjonene i 1987-89. Algemengden hadde imidlertid økt noe i Heggefjorden. Årsaker til dette kan bl.a. være at andelen effektive algebeitere i dyreplanktonet var noe mindre i -97, men en redusert vanngjennomstrømning som følge av Lomen-reguleringen kan også være en forklaring. Mesteparten av forurensningsskapende aktiviteter er konsentrert til områdene nær vassdraget. Reguleringen førte til at fortynnende fjellvann ble ført over fra øvre deler av Øystre Slidre-vassdraget til Vestre Slidre. Tiltak for å begrense forurensningene har medvirket til at det ikke har oppstått negative effekter av Lomen-overføringen, muligens med unntak av i Heggefjorden. Reduksjonen i vannutskifting som følge av denne overføringen ble vesentlig større i Heggefjorden enn i de nedenforliggende innsjøene. I Strondafjorden ble det registrert en svak økning i middelkonsentrasjonen av fosfor i perioden 1992-96, men ingen ytterligere økning i 1997. Innsjøens vannkvalitet kan betegnes som moderat forurenset av næringssalter, og situasjonen synes fortsatt å være labil. Mengden og sammensetningen av alger på 1990-tallet plasserer innsjøen nær overgangssonen mellom en næringsfattig og en middels næringsrik tilstand. I 1997 var konsentrasjonene av næringssalter og alger relativt lave, men et betydelig innslag av kiselalger på forsommeren indikerte likevel noe økt tilgang på næringssalter. Strondafjorden bør overvåkes årlig, Heggefjorden noe mindre hyppig f.eks. hvert 3. år, mens de øvrige innsjøene kan undersøkes etter ca. 10 år.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Innsjøer i Øystre Slidre-vassdraget	1. Lakes in the Øystre Slidre watercourse
2. Strondafjorden	2. Lake Strondafjorden
3. Vannkjemi	3. Water chemistry
4. Plankton	4. Plankton

*Jarl Eivind Løvik*

Prosjektleder

ISBN 82-577-3355-5

*Day Gunn*

Forskningsjef

**Vannkvaliteten i Øystre Slidre-vassdraget og  
Strondafjorden.**

Tidsutviklingen fra 1987-89 til 1997.

## Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten i Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden i Øystre Slidre-vassdraget samt Strondafjorden i Bægnavassdraget. Vurderingene er gjort ut fra konsentrasjoner av næringssalter, plankton og fekale indikator-bakterier. Resultatene fra undersøkelsene i 1997 er samholdt med tilsvarende data fra en undersøkelse i årene 1987-89 for å vurdere eventuelle tidstrender i forurensningsgraden. For Strondafjordens del er det tidligere utgitt 5 årsrapporter fra overvåkingen som startet med noen få observasjoner i 1991 og fortsatte med mer systematiske observasjoner i 1992-97.

Prosjektet har vært finansiert av Foreningen til Bægnavassdragets Regulering, Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, Nord-Aurdal kommune, Øystre Slidre kommune og Vestre Slidre kommune. Steinar Fossum ved Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, har vært koordinator for de deltagende partene. Prosjektet ble kontraktfestet den 11. juni 1997.

Meteorologiske data er stilt til rådighet av Løken forskingsstasjon i Øystre Slidre. Vannføringsdata er innhentet fra Foreningen til Bægnavassdragets Regulering. Opplysninger om forurensningsskapende virksomhet er gitt av teknisk etat og jordbruksetatene i kommunene, Valdres kommunale renovasjon (VKR) og Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Vannanalysene er utført av HIAS Vannlaboratoriet og NIVAs laboratorium i Oslo. Bakteriologiske analyser er utført av laboratoriet ved Næringsmiddel-tilsynet for Valdres. Pål Brettum (NIVA Oslo) har analysert planteplankton, mens Jarl Eivind Løvik (NIVA Østlandsavdelingen) har bearbeidet dyreplanktonet. Løvik har også vært NIVAs saksbehandler. Prøveinnsamling, databearbeiding forøvrig samt rapporteringen er gjennomført av personalet ved NIVAs Østlandsavdeling.

Ottestad, januar 1998

*Jarl Eivind Løvik*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
1.1 Bakgrunn for undersøkelsen	7
1.2 Målsetting og program	8
1.3 Vannbruk og forurensninger	9
<b>2. Resultater</b>	<b>12</b>
2.1 Nedbør og avrenningsforhold	12
2.2 Siktedyp og generell vannkjemi	14
2.3 Næringsalter og klorofyll	17
2.4 Planktonalger	21
2.5 Planktonkrepsdyr	26
2.6 Fekale indikatorbakterier	29
<b>3. Litteratur</b>	<b>30</b>
<b>4. Vedlegg</b>	<b>32</b>

---

## Sammendrag

Hovedmålet med denne undersøkelsen har vært å registrere forurensningsgraden av næringssalter i Heggefjorden, Volbufjorden, Sæbufjorden og Strondafjorden. Resultatene fra 1997 skulle samholdes med tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender i forurensningsgraden. Videre skulle en peke på mulige årsaker til eventuelle endringer i vannkvaliteten, slik som eksempelvis betydningen av forurensningsskapende aktiviteter i nedbørfeltet, eventuelle langtidseffekter av Lomen-reguleringen (iverksatt i 1983) og naturlige årsaker som f.eks. meteorologiske forhold. Resultatene skulle danne basis for en vurdering av behovet for en framtidig overvåking av vannkvaliteten i innsjøene.

I 1997 ble det samlet inn prøver månedlig i perioden juni-oktober for analyser av generell vannkjemi, konsentrasjoner av næringssalter, mengder og artsammensetning av planteplankton, artssammensetning av dyreplankton og konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier.

Innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget kan betegnes som lite påvirket av næringssaltforurensninger. Vannkvaliteten var god til mindre god med hensyn til konsentrasjoner av næringssalter og alger i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet. Det ble registrert små algemengder og en artssammensetning av alger som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Det planktoniske økosystemet hadde en gunstig struktur med hensyn til omsetning av algebiomassen (spesielt i Volbufjorden og Sæbufjorden) ettersom dyreplanktonet var dominert av store, effektive algebeitere mesteparten av vekstsesongen. Det vil si at dyreplanktonet antagelig til en viss grad kan styre algemengdene og utviklingen av ulike arter/grupper i deler av sesongen. Moderate forekomster av fekale indikatorbakterier viste at de tre innsjøene til tider ble tilført fersk fekal forurensning (f.eks. kloakk eller sig fra husdyrgjødsel).

Det ble ikke registrert endringer i vannkvaliteten av betydning i Volbufjorden og Sæbufjorden sammenlignet med forholdene ved den forrige undersøkelsen i 1987-89. I Heggefjorden var algemengdene (gjennomsnitt og maks.verdien) litt større i 1997. Ut fra opplysningene om forurensningsskapende aktiviteter i nedbørfeltet skulle en ikke forvente at det har skjedd noen økning i tilførslene av næringssalter til innsjøene i løpet av de siste 8-10 årene. Det foreligger noen få data om algemengder i disse innsjøene fra før Lomen-reguleringen (juli 1974) som indikerer at de observerte forskjellene i Heggefjorden mest sannsynlig var et utslag av naturlige år til år-variasjoner. Det forholdet at andelen effektive algebeitere i dyreplanktonet var betydelig mindre i Heggefjorden i 1997 enn i 1988-89 kan f.eks. være en årsak til den observerte økningen i algemengdene. Vi kan heller ikke utelukke at økningen i algemengdene i Heggefjorden kan være et utslag av en langtidseffekt av Lomen-reguleringen. Overføringen av vann via Øyangen til Lomen i Vestre Slidre førte til at vannets oppholdstid i innsjøen økte betydelig, mens endringene ble mindre i innsjøene lengre ned i vassdraget. Det finnes imidlertid ikke fosfordata fra før reguleringen som er representative nok til å kunne vurdere om endringene i fosforbelastning og vannets oppholdstid kan ha ført til økning av fosforkonsentrasjonen i Heggefjorden av betydning.

Mengdene og sammensetningen av alger i Strondafjorden på 1990-tallet plasserer innsjøen nær overgangssonen mellom en næringsfattig og en middels næringsrik tilstand, dvs. sammen med andre klart påvirkede innsjøer. Konsentrasjonene av næringssalter og alger var relativt lave i 1997 (tilstandsklasse I-II, moderat forurensningsgrad). Et betydelig innslag av kiselalger på forsommeren indikerte likevel noe økt tilgang på næringssalter. Også tidligere år har algeutviklingen vært karakterisert ved lave-moderate mengder i store deler av vekstsesongen. Noen år har det imidlertid skjedd markerte oppblomstringer av kort varighet enten av kiselalger eller gullalger.

Det ble registrert en svak økning i middelkonsentrasjonen av fosfor i Strondafjorden i perioden 1992-96, men ingen ytterligere økning i 1997. Et typisk trekk ved slike store, klarvannssjøer er at de kan ha relativt små algemengder store deler av vekstsesongen, men de er svært sårbare for forurensninger på sommeren når innsjøene er termisk sjiktet og epilimnion er volummessig liten. Eventuelle utslipp av næringssalter (f.eks. fra kommunale avløpsanlegg, spredt bebyggelse, jordbruket, industri eller fiskeoppdrettsanlegg) fordeles da på et relativt lite vannvolum. Enkelte algearter kan da ved "gunstige" meteorologiske forhold utvikle store bestander over kort tid. Dette har skjedd i Strondafjorden flere ganger i perioden 1984-97. Slike situasjoner kan føre til økologiske forstyrrelser og skape betydelige problemer for mange brukerinteresser. Oppblomstringen av *Uroglena* og *Chlamydomonas* på forsommeren i 1991 gav sterk lukt av tran/fisk i Fagernes-området, og dette skapte stor oppmerksomhet bl.a. i media. Det ble videre påvist at algene produserte et toksin som antagelig var medvirkende årsak til sikkøden dette året. De relativt små nedbørsmengdene sommeren -97 var trolig en viktig årsak til at næringssalttilførslene ble moderate og at det derfor ikke utviklet seg større algemengder.

Flere forhold tilsier at en bør fortsette den systematiske overvåkingen av Strondafjorden med årlige undersøkelser og relativt hyppig prøvetaking. Dette kan begrunnes med de omfattende brukerinteressene, en labil situasjon med markerte algeoppblomstringer enkelte år og en svak økning i middelkonsentrasjonen av fosfor utover på 1990-tallet. Når det gjelder Volbufjorden og Sæbufjorden synes situasjonen å være mer stabil, og det ble ikke observert endringer i vannkvaliteten av betydning siden 1987-89. De viktigste jorbruksområdene i dalføret ligger imidlertid nær innsjøene, og bosettingen og noe industri er knyttet til de samme områdene. Dessuten har innsjøene stor rekreasjonsmessig verdi. Vi vil derfor foreslå at det gjennomføres en ny undersøkelse av vannkvaliteten i disse to innsjøene etter ca. 10 år for å følge den generelle utviklingen i vassdraget. Endringene i vannutskiftingen ble betydelig større i Heggefjorden enn i Volbufjorden og Sæbufjorden som følge av Lomenreguleringen, og det er registrert en svak økning i algemengdene sammenlignet med den forrige undersøkelsen. Disse forholdene gjør at vi vil foreslå noe hyppigere undersøkelser i denne innsjøen, for eksempel hvert 3. år.

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn for undersøkelsen

Lomen-reguleringen som ble iverksatt fra og med desember 1983, innebar overføring av vannet fra de nordvestre delene av Øystre Slidre-vassdraget via Øyangen til Vestre Slidre. På bakgrunn av denne reguleringen gjennomførte NIVA en undersøkelse av vassdraget i treårsperioden 1987-89 (Rognerud & Romstad 1990). Fra denne undersøkelsen ble det konkludert med at innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget (Hedalsfjorden, Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden) kunne karakteriseres som lite forurenset av næringssalter. Såvel kjemiske som biologiske analyser viste at vannkvaliteten generelt sett var nær de naturgitte forhold. En eventuell negativ utvikling i vannkvaliteten på grunn av reguleringen var ubetydelig. Det ble likevel antydnet at redusert vannføring kunne ha ført til mindre vannstandsvariasjoner og derved økt mulighet for etablering av vannplanter i deltaområdene i Heggefjorden og Sæbufjorden. Enkelte elvestrekninger (f. eks. nedstrøms utslipp fra renseanlegg) var dessuten moderat forurenset av næringssalter. Det foreligger også observasjoner over vannkvaliteten i innsjøer i Øystre Slidre-vassdraget på 1970-tallet (Grande 1975), fra 1983 (Skulberg & Kotai 1985) og fra det statlige programmet for undersøkelse av trofilitstanden i norske innsjøer i 1988 (Faafeng et al. 1990). Videre har den lokale overvåkingen av vannkvalitet i Oppland hatt med 2-3 elvestasjoner i Øystre Slidre-vassdraget siden 1994 i tillegg til flere stasjoner i Begna og andre sideelver til Begna (Fossum 1997).

Aktuelle problemstillinger er blant annet: Hvilken langtidsvirkning har bortfallet av en del av flomvannføringen i forbindelse med Lomen-reguleringen hatt på vannkvaliteten i innsjøene? Har avrenning fra søppelfyllplassen ved Sæbufjorden ført til negative effekter i vassdraget nedenfor? Har det skjedd endringer av betydning i driftsformene i jordbruket eller i avrenningen fra bosetningen i nedbørfeltet som kan ha påvirket vannkvaliteten i vassdraget? Strondafjordens vannkvalitet har vært betegnet som lite til moderat forurenset av næringssalter de seinere årene (Løvik & Rognerud 1996, 1997a). Men situasjonen er labil, og små belastningsøkninger med næringssalter i kombinasjon med gunstige meteorologiske forhold har enkelte år ført til raske oppblomstringer av arter innen gruppene gullalger (Chrysophyceae) og kiselalger (Bacillariophyceae). Oppblomstringen av *Uroglena* og *Chlamydomonas* på forsommeren i 1991 førte til luktproblemer, og algene produserte antagelig også toksiner som indirekte var en av årsakene til den senere fiskedøden (se Hegge & Østdahl (red.) 1992). Dette var en av grunnene til at overvåkingen ble tatt opp igjen i mer regelmessige former i 1992. En annen begrunnelse for overvåkingsprogrammet var behovet for resultatkontroll i forbindelse med gjennomføring av rensiltak ved en rekke fiskeoppdrettsanlegg i vassdraget. I tillegg gjennomføres det miljőtiltak i jordbruket for å begrense forurensningene av vassdraget.

Strondafjorden ble undersøkt i 1984-86 i forbindelse med basisundersøkelsen av Begnavassdraget innenfor programmet "Statlig program for forurensningsovervåking" som administreres av SFT (Rognerud et al. 1987). Den ble videre undersøkt i 1987-89 som et ledd i de nevnte etterundersøkelsene ved Lomen-reguleringen (Rognerud & Romstad 1990). Den pågående overvåkingen startet med noen få registreringer i 1991 og fortsatte med månedlige observasjoner i vekstsesongene siden 1992 (Rognerud 1993, Løvik og Rognerud 1994, 1995, 1996, 1997a).

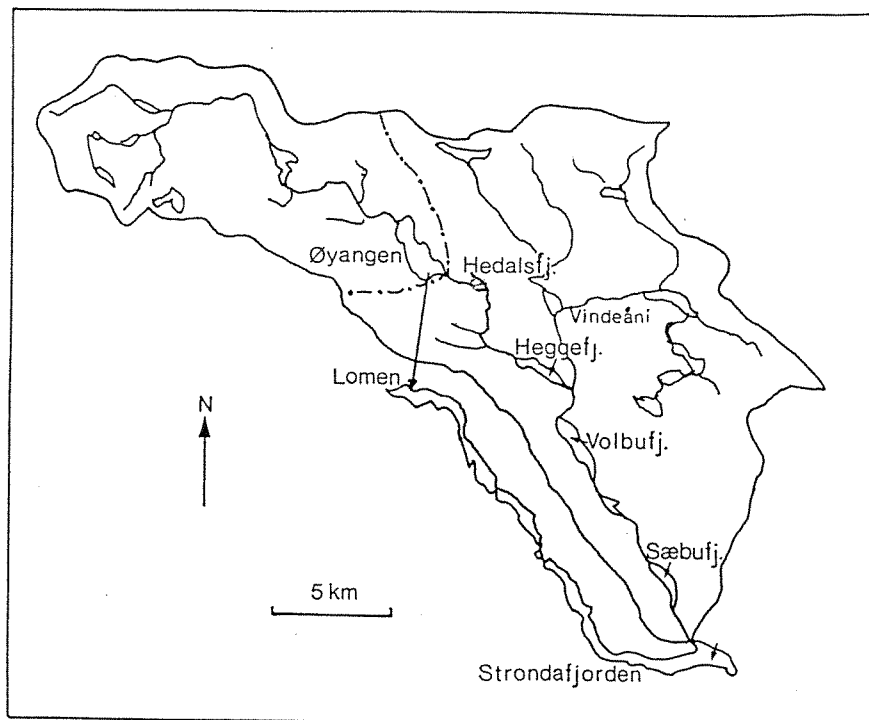


## 1.2 Målsetting og program

Undersøkeslen har hatt følgende 3-delte målsetting:

- Registrere forurensningsgraden av næringssalter i Heggefjorden, Volbufjorden, Sæbufjorden og Strondafjorden. Resultatene skal samholdes med tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender i forurensningsgraden.
- Peke på mulige årsaker til eventuelle endringer i vannkvaliteten, herunder vurdere data omkring forurensningsskapende aktiviteter i nedbørfeltene. Det var en forutsetning at de aktuelle kommunene kunne stille til rådighet opplysninger om f.eks. kloakkrenseanlegg, kommunale søppelfyllplasser osv.
- Vurdere behovet for en framtidig overvåking. Resultatene av undersøkelsen skal kunne danne grunnlag for en plan for overvåking av vassdragene i Valdres fra og med 1998.

Det ble samlet inn prøver månedlig i perioden juni - oktober ved en fast stasjon i hver av innsjøene (de samme stasjonene som er benyttet tidligere) (Fig. 1). Blandprøver fra 0-10 m ble analysert på pH, alkalitet, turbiditet, ledningsevne, farge, næringssaltene fosfor (Tot-P) og nitrogen (Tot-N og  $\text{NO}_3$ ) samt mengde og sammensetning av planteplankton (klorofyll-a og algetellinger). Kvantitative prøver av plankton-krepsdyr ble samlet inn ved to av turene (august og september), men disse skulle analyseres kvantitativt bare ved mistanke om store endringer fra tidligere. Ved de tre andre turene ble det samlet inn håvtrekkprøver for kvalitativ analyse av planktonkrepsdyr. Prøver av fekale indikatorbakterier (termostabile koliforme bakterier) ble samlet inn hver gang fra 1 meters dyp. Samtidig med prøveinnsamlingen ble det målt siktedyp og temperatur i en vertikalserie.



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

### 1.3 Vannbruk og forurensninger

De viktigste brukerinteressene i vassdraget er energiproduksjon, fiske, fiskeoppdrett, vannforsyning og resipient for befolkning, jordbruk og industri. I tillegg kommer interesser i forbindelse med rekreasjon, turisme og jordbruksvanning.

Nedenfor har vi sammenstilt en del opplysninger om forurensningsskapende aktiviteter som kan være relevante for å vurdere eventuelle endringer i vannkvaliteten i løpet av den siste 10-årsperioden. Data angående folkemengde for de fire aktuelle kommunene er gitt i tabell 1. Opplysninger om kloakkrensaneanlegg er gitt i tabell 2, og data over husdyrhold er gitt i tabell i vedlegget. Med hensyn til bakgrunns-informasjon om vassdragets geologi, landskapstyper, bosetningsmønster, reguleringsinngrep osv. henvises til tre tidligere NIVA-rapporter (Skulberg & Kotai 1985, Rognerud et al. 1987, Rognerud & Romstad 1990), der dette er fyldig behandlet.

Det bor til sammen ca. 13600 mennesker i de fire Valdres-kommunene som omfatter Strondafjordens nedbørfelt, derav i underkant av halvparten i Nord-Aurdal kommune. De sørøstre delene av Nord-Aurdal kommune har imidlertid avrenning til Begnavassdraget nedenfor utløpet av Strondafjorden. Folketallet i regionen har gått ned 1,1 prosent i 10-årsperioden 1987-97, og nedgangen var størst i Vang kommune. Viktigste næringsveier i området er primærnæringene jord- og skogbruk med tilhørende industri (slakteri, meieri, sagbruk) samt tjenesteytende næringer spesielt innenfor turisme og reiseliv.

**Tabell 1.** Befolkningsstatistikk for kommunene Vang, Vestre Slidre, Øystre Slidre og Nord-Aurdal. Kilde: Statistisk årbok 1997.

Kommune	Folkemengde 1.1.87	Folkemengde 1.1.97	Prosent endring 1987-97
Vang	1748	1671	-4,4
Vestre Slidre	2404	2343	-2,5
Øystre Slidre	3082	3089	0,2
Nord-Aurdal	6541	6514	-0,4
Totalt	13775	13617	-1,1

Anslagsvis 4-5000 personer får i dag drikkevannet sitt fra Strondafjorden enten direkte eller via borebrønner. Nord-Aurdal kommune bygger for tiden nytt grunnvannsanlegg for Fagernes/Leira-området med inntak fra grus/sandavsetning på sørsida av Strondafjorden.

#### Kommunale avløpsnett, renseanlegg og avfallsplasser

De største utbyggingene av kommunale avløpsnett og kloakkrensaneanlegg skjedde fra midten av 1970-tallet og utover 1980-tallet. I Øystre Slidre kommune har det skjedd ombygginger ved flere av anleggene også på 1990-tallet samt at kapasiteten er økt og flere husstander/hoteller/hytter er blitt tilknyttet. Dette gjelder spesielt i Beito-området, men også ved de to andre renseanleggene er belastningen økt de seinere årene. Fra teknisk etat i Øystre Slidre kommune opplyses det at anleggene går bra og at de stort sett greier å overholde kravene til utslipp (Onstad pers. oppl.). En hel del spredt bebyggelse er fortsatt ikke tilknyttet offentlig kloaknett. Flesteparten av disse har infiltrasjonsanlegg til grunnen.

Fagernes/Leira renseanlegg, som er det største i regionen, var det første som ble bygd i Nord-Aurdal kommune. Før dette ble satt i drift omkring 1981, var det svært liten eller ingen rensing, det vil si at kloakken fra disse tettstedene stort sett gikk urensset ut i vassdraget. Renseanleggene Fagernes/Leira og Aurdal har utslipp til Begnavassdraget nedstrøms utløpet av Strondafjorden. Utover på 1980- og 1990-

tallet har ellers utbygging og utbedring av ledningsnett antagelig vært av de viktigste forurensningsbegrensende tiltakene i kommunen. Det er utarbeidet saneringsplan for ledningsnett som oppdateres jevnlig.

Lekkasjer og overløp på kloaknettet særlig i regnrrike perioder har trolig vært medvirkende årsaker til tilførsel av tarmbakterier og algetilgjengelig fosfor til vassdraget. Det er de seinere årene observert mindre god vannkvalitet vurdert ut fra forekomst av fekale indikatorbakterier på flere av målestasjonene innenfor den lokale overvåkingen av vannkvalitet (Fossum 1997). Det viser at vassdraget i perioder har blitt tilført fersk kloakk og/eller husdyrgjødsel. Dette gav seg også utslag i en mage/tarm-epidemi på Leira i mars 1996 som høyst sannsynlig skyldes vannbåren smitte med drikkevann fra Strondafjorden (Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996).

Tabell 2. Kloakkrenseanlegg i kommunene Vang, Vestre Slidre, Øystre Slidre og Nord-Aurdal.

Renseanlegg	Driftstart	Utslipp til	Merknader
<b><u>Vang:</u></b>			
Grindaheim	1982	Vangsmjøsa	Kjemisk/biologisk, 480 pe tilknyttet
Tyinkrysset	1988	Begna	Biodam m/kjemisk felling, 90 pe tilknyttet, skal oppgraderes
Ryfoss	1994	Begna	Kjemisk, 212 pe tilknyttet., slamavskiller tidligere
<b><u>Vestre Slidre:</u></b>			
Slidre	1975	Slidrefjorden	Nedlagt. Kloakken overført til Røen renseanl. f.o.m. 1988
Røen	1982	Strondafjorden	Mekanisk/kjemisk/biologisk, ca. 1600 pe tilkoblet inkl. Østlandsmeieriet
Vaset	ca. 1989	Sundheimselva	Biodam m/kjemisk felling
<b><u>Øystre Slidre:</u></b>			
Beito	1973	Øyangen	Oppr. mekanisk/biologisk/kjemisk for 800 pe. Biologisk del tatt vekk i -79. 1985 bygd ut til kapasitet ca. 3000. Belastning i dag ca. 2600 pe.
Nedrefoss	1978	Hovedelva mellom Heggefj.-Volbufj.	Mekanisk/kjemisk (primærfellingsanl.). Kapasitet 2000 pe. Belastning 1200 pe.
Ygna	1983	Ygna til hovedelva	Bygd som biorotor for 1000 pe. Ombygd i 1991 til aktivt slam-anl. Belastning i dag ca. 600 pe. inkl. avløp fra slakteriet.
<b><u>Nord-Aurdal:</u></b>			
Fagernes/Leira	1981-82	Fløafjorden	Første renseanl. i kommunen. Mekanisk/kjemisk, dimensjonert for 8000 pe
Aurdal	ca. 1990	Aurdalsfjorden	Mekanisk/kjemisk. Dimensjonert for 6000 pe.
Urnes	1997	Strondafjorden	ca. 200 pe.

Alle kommunene i regionen benytter i dag Rebneskogen avfalls plass som ligger nordvest for Sæbufjorden i Vestre Slidre kommune, nær grensemøtet mellom de tre kommunene Vestre Slidre, Øystre Slidre og Nord-Aurdal. Avfalls plassen ble tatt i bruk i 1982 og drives av Valdres kommunale renovasjon (VKR). Fram til 1986 ble den drevet som et såkalt superkomposteringsanlegg, da driften ble lagt om til vanlig fyllingsdrift. Ny utslippstillatelse ble innvilget i 1988, og i 1989-90 ble det utarbeidet

konsesjon for drift og håndtering av avløpsvann. De nye driftsplanene innebærer bl.a. at en samler opp avløpsvannet i vintersesongen, og at dette i vekstsesongen føres ut på ei 12-14 dekar stor myr via et overislingsanlegg. Løsningen oppgis å fungere bra, og det er beregnet at avfallsplassen har volum for drift fram til omkring år 2030-40 (Odd Melkild pers. oppl.).

### **Jordbruk - husdyrhold**

Mjølkeproduksjon og sauehold er viktigste driftsformer i jordbruket (se tabell i vedlegget). Av husdyr forøvrig holdes en del geit, høns, gris, ammekyr, hest og pelsdyr (rev). Fra jordbruketsetaten i kommunene oppgis det at hovedtendensene de seinere årene er en sakte nedgang i antall husdyrbruk, relativt stabilt dyretal og produksjonsvolum av mjølk, mens det har vært en viss oppgang i antall sau. Programmet for tekniske miljøtiltak i jordbruket har ført til at de fleste brukene har fått utbedret gjødselkjellerne slik at de nå skal ha tilstrekkelig kapasitet til en forsvarlig håndtering av husdyrgjødsel. Dette programmet har gått over en 10-årsperiode og er nå i sluttfasen (ordningen opphører 1.1.98). Det opplyses at en stort sett er kommet i mål på dette feltet, men at noen bruk fortsatt kan ha for lite volum på gjødselkjellerne. Bruk av silo har antagelig gått noe ned i 10-årsperioden.

I enkelte områder har det i løpet av den siste 5-årsperioden vært en reduksjon i tilført mengde fosfor gjennom handelsgjødsel på grunn av mer bruk av husdyrgjødsel på eng (Fystro & Fjelltun 1997, Tor Hagen pers. oppl.). Nye forskrifter om spredning av husdyrgjødsel trådte i kraft i 1997 og innebærer en innskjerping i forhold til forskriftene av 1989. De nye forskriftene sier bl.a. at husdyrgjødsel bare skal spres i vekstsesongen, og det er innført totalforbud mot å ta ut gjødsel i perioden 1. november - 1. februar. Det dyrkes lite korn i regionen (halvering av kornarealet i N-Aurdal fra 1986 til -96). Potetarealet oppgis å være stabilt (N-Aurdal).

### **Fiskeoppdrett**

Valdres-regionen har en betydelige produksjon av oppdrettsfisk, vesentlig regnbueørret og brunørret. De største anleggene ligger i Vestre Slidre fra Ryfoss og ned til Strondafjorden og i Nord-Aurdal ned til Fløafjorden (Hafsund 1994). Noe produksjon foregår også lengst sør i Øystre Slidre. Rensegraden ved de ulike anleggene må forventes å variere sterkt, og det foreligger ikke sikre data over dette. Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Oppland har beregnet at utslippene av næringssalter fra fiskeoppdrettsanlegg til Begna var på ca. 1,3 tonn fosfor og ca. 7,7 tonn nitrogen i 1996 basert på oppgitt fôrforbruk, en antatt renseeffekt på 20% og fôrfaktor på 1,1 (Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, 1997a). Gjennomsnittets fôrfaktor for anleggene i Oppland har imidlertid vist seg å være høyere enn 1,1, slik at de reelle utslippene sannsynligvis var større. Størstedelen av utslippene skjer i fôringsperioden, hovedsakelig i juni-september (Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen, 1997b), dvs. den mest kritiske perioden med tanke på algevekst. Ut fra dette må en anta at utslippene av næringssalter (spesielt fosfor) representerer en betydelig forurensningskilde i vassdraget. Likevel har utslippene sannsynligvis blitt redusert sammenlignet med for 10-15 år siden da det antagelig var like stor produksjon og mesteparten av produksjonen foregikk i mærer i innsjøene (O. Hegge pers. oppl.). Etterhvert ble produksjonen flyttet på land, og det ble stilt strengere krav til driften med hensyn til føring, rensing av avløpsvannet, håndtering av slakteavfall etc.

## Vassdragsreguleringer

Av andre viktige forhold for vannkvaliteten må nevnes Lomen-reguleringen som ble iverksatt i desember 1983. Tidligere reguleringer i Øystre Slidre-vassdraget (1920-68) medførte endringer i vannføringsmønsteret over året, men vannet passerte hele tiden gjennom hovedvassdraget. Lomen-reguleringen innebar imidlertid at vann blir overført fra øvre deler av nedbørfeltet via Øyangen til Lomen i Vestre Slidre (Fig. 1). Restvassdraget får dermed redusert vannføring, og området mellom Øyangen og Heggefjorden blir sterkest berørt (Tab. 3). Etter Heggefjorden tilkommer den uregulerte Vinda slik at vannførings-reduksjonen blir av mindre betydning fra Volbufjorden og ned til Strondafjorden. De viktigste konklusjonene fra den siste av undersøkelsene som omhandler reguleringsvirkninger på vannkvaliteten, er gjengitt ovenfor ( se Rognerud & Romstad 1990).

**Tabell 3.** Hydrologiske og morfometriske data for innsjøene i Øystre Slidrevassdraget og Strondafjorden, før og etter Lomen-reguleringen (Kilder: Rognerud & Romstad 1990, Østrem et al. 1984).

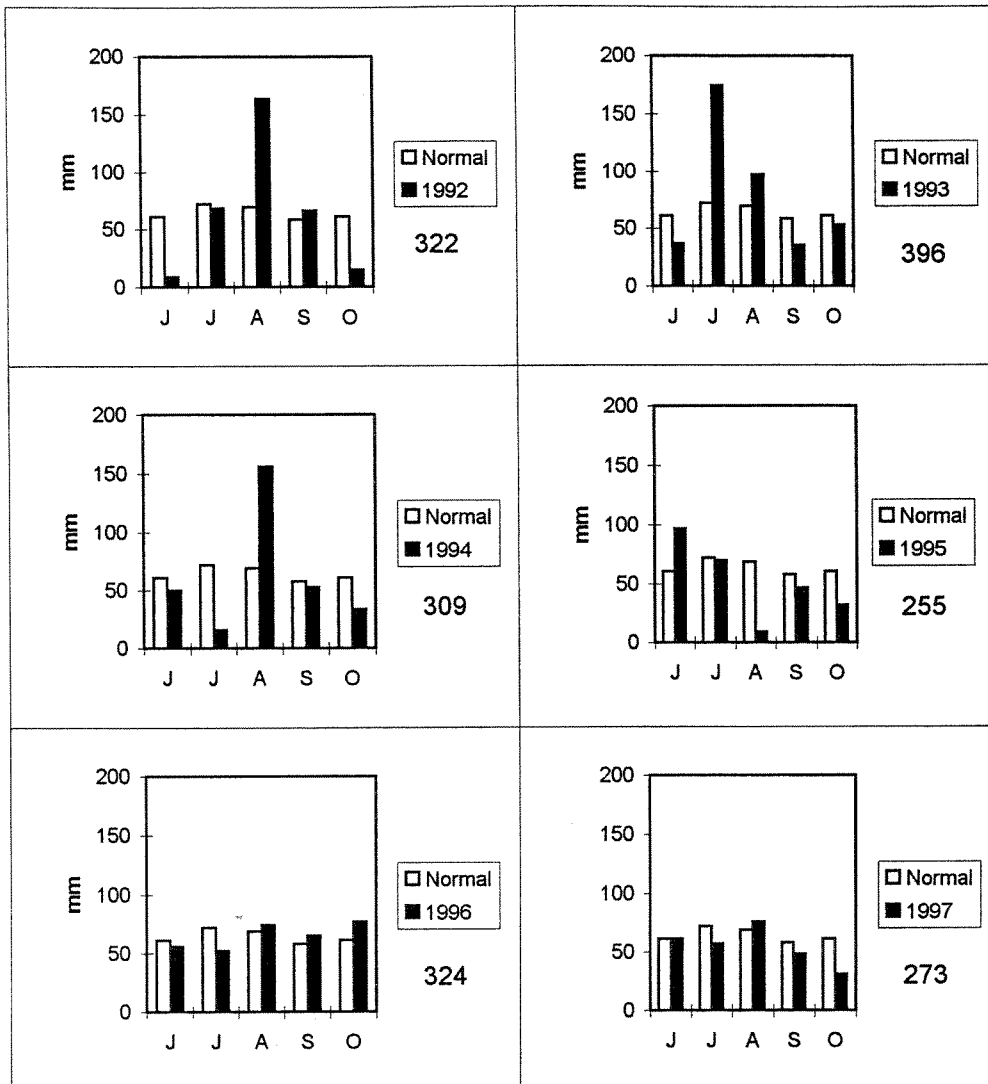
		Heggefj.	Volbufj.	Sæbufj.	Strondafj.
Overflateareal, $A_0$	km <sup>2</sup>	2,1	4,0	1,6	13,7
Volum, V	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	23,3	104,5	13,7	452
Maksimaldyp, $Z_{\max}$	m	32	66	26	94,8
Middeldyp, Z	m	11	26	9	33
Årlig vanntilf., før reg. $Q_f$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	291	452	492	1167
Årlig vanntilf., etter reg. $Q_e$	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	82	242	282	1167
Reduksjon i vannf., $Q_{\text{red}}$	%	72	46	43	0
Teoretisk oppholdstid, før reg., $T_{wf}$	år	0,08	0,23	0,03	0,4
Teoretisk oppholdstid, etter reg., $T_{we}$	år	0,28	0,43	0,05	0,4

## 2. Resultater

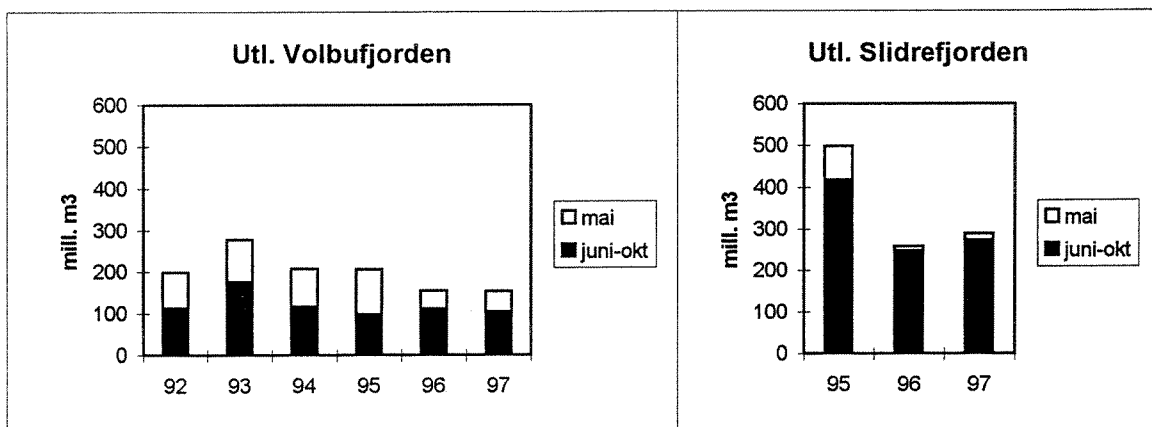
### 2.1 Nedbør og avrenningsforhold

Fig. 2 viser månedsnedbørssum for perioden juni-oktober i de siste seks årene ved Løken forskningsstasjon i Øystre Slidre (530 m.o.h.). Meteorologiske data for 1997 samt normaler er også gitt i vedlegget. Fig. 3 viser avrenningen fra Volbufjorden i Øystre Slidre-vassdraget og fra Slidrefjorden i Begna i perioden mai-oktober de siste 6 årene (3 år for Slidrefjorden). Disse vannføringsstasjonene er representative for de to største tilløpsvassdragene til Strondafjorden.

I mange innsjøer påvirkes vannkvaliteten raskt av lokal avrenning i regnrrike perioder, spesielt i sommerperioden når innsjøene er termisk sjiktet. Vekstsesongen 1997 var preget av mye "godt" vær, d.v.s. klart høyere månedsmiddeltemperaturer enn normalt i hele perioden juni-september, og moderate nedbørmengder. Det kom likevel såpass mye regn i kortere perioder både i juni, juli og august slik at det ikke oppstod utpregede tørkesituasjoner. Vanntransporten ut av Volbufjorden var ca. 53 % så stor som vanntransporten ut av Slidrefjorden i perioden juni-oktober. I Volbufjorden skjedde en større del av vanntransporten i mai sammenliknet med i Slidrefjorden. Dette reflekterer effektene av vassdragsreguleringene der vanntransporten i Øystre Slidre-vassdraget preges av vannføringen i uregulerte restfelter som f.eks. Vinda, mens en større del av vannet fra våravsmeltingen holdes igjen i kraftveksmagasiner for Slidrefjordens vedkommende.



Figur 2. Månedsnedbør ved Løken forskingsstasjon i perioden juni-oktober årene 1992-97. Normalnedbørssummen (1961-90) samt totalsum for hele perioden juni-oktober er også vist.

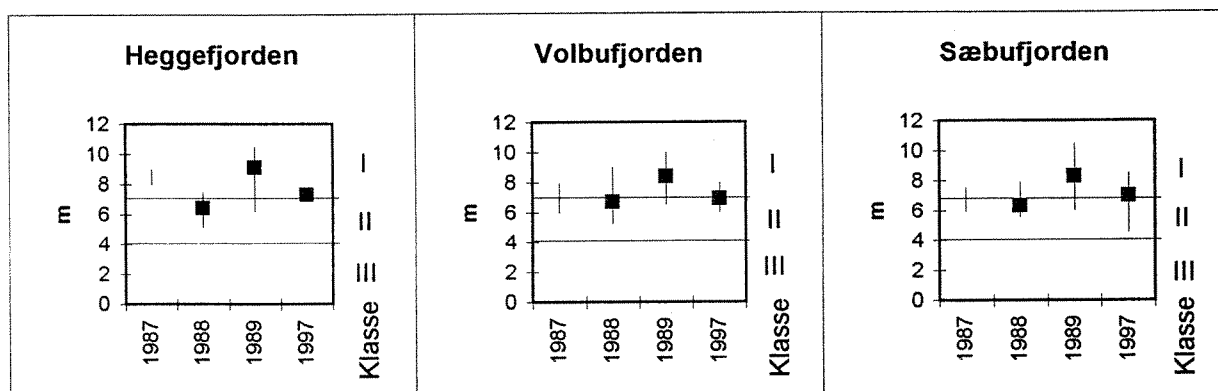


Figur 3. Totalavrenning ved utløpet av Volbufjorden og Slidrefjorden i sommerhalvåret, fordelt på periodene uke 18-22 ("mai") og uke 23-43 ("juni-oktober").

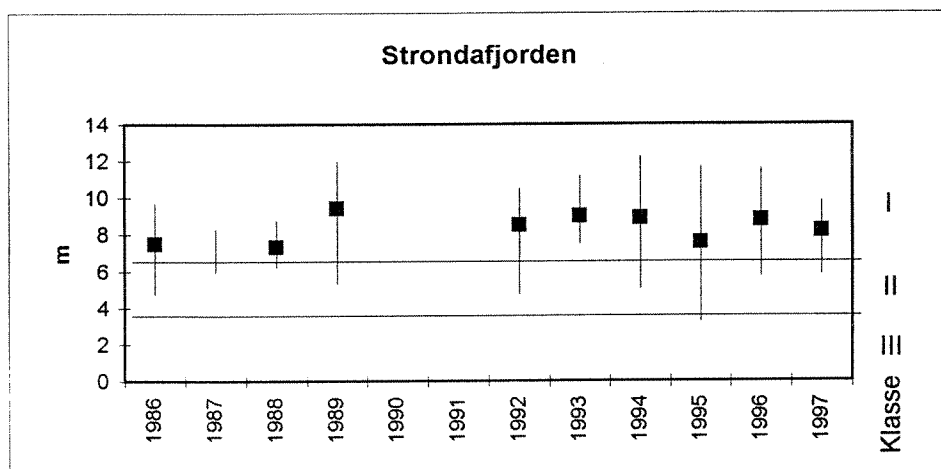
## 2.2 Siktedyp og generell vannkjemi

Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsmålingene er gitt i vedlegget. I Fig. 4 er sesongmiddelverdiene og variasjonsbredden vist for siktedyp i årene 1987-89 og -97 i Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden. I Fig. 5 er tilsvarende vist for Strondafjorden i årene 1986-89 og 1992-97.

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. Innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget og Strondafjorden hadde gjennomgående høye siktedypsverdier. Dette skyldes en relativt liten påvirkning av humus og små mengder av alger og erosjonspartikler.



**Figur 4.** Middelerverdier og variasjonsbredder for siktedyp i Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden. Grenser for tilstandsklassene I-III etter SFT's inndeling (Holtan & Rosland 1992) er markert til høyre i diagrammet (I=God vannkvalitet, II=Mindre god og III=Nokså dårlig vannkvalitet).

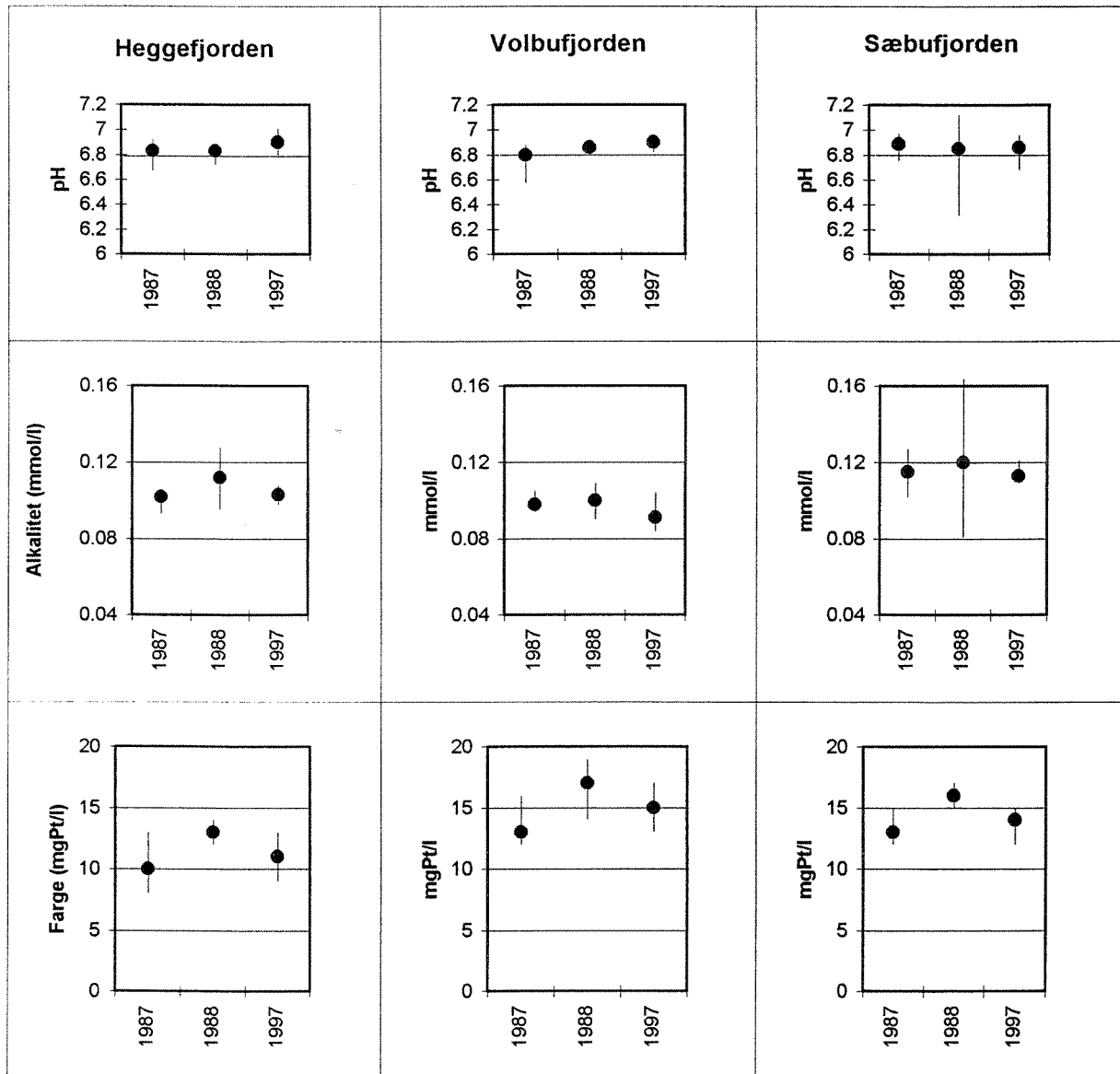


**Figur 5.** Middelerverdier og variasjonsbredder av siktedyp i Strondafjorden. Grenser for tilstandsklassene I-III etter SFT's inndeling er markert til høyre i diagrammet.

Det klareste vannet ble stort sett observert i Strondafjorden, mens siktedypsverdiene var litt lavere i de andre innsjøene i de årene vi har sammenligningsgrunnlag for. Dette skyldes antagelig en noe større humuspåvirkning i Øystre Slidre-sjøene enn i Strondafjorden som får betydelige innblanding av mer

humusfattig vann fra Slidrefjorden/Begna (jfr. Rognerud et al. 1987, Fossum 1997). I Øystre Slidresjøene ble de laveste siktedypsverdiene observert i tilknytning til flomperioder da erosjonspartikler ble tilført fra nedbørfeltet. I Strondafjorden derimot var det sammenfall mellom de laveste siktedypsverdiene og de største algemengdene de aller fleste årene. Spesielt lavt siktedyp i juni -95 var imidlertid også delvis forårsaket av erosjonspartikler i forbindelse med storflommen dette året. Dersom en antar en forventet naturtilstand på ca. 8 m med hensyn til siktedyp (antagelig > 8 m i Strondafjorden), lå disse innsjøene stort sett i forurensningsklasse 1-2, d.v.s. lite-moderat forurenset i henhold til SFT's vannkvalitets-kriterier (Holtan & Rosland 1992). Det ble ikke registrert signifikante endringer i siktedypet i de tre Øystre Slidre-innsjøene fra årene 1987-89 til 1997. Heller ikke i Strondafjorden er det registrert endringer av betydning de senere årene.

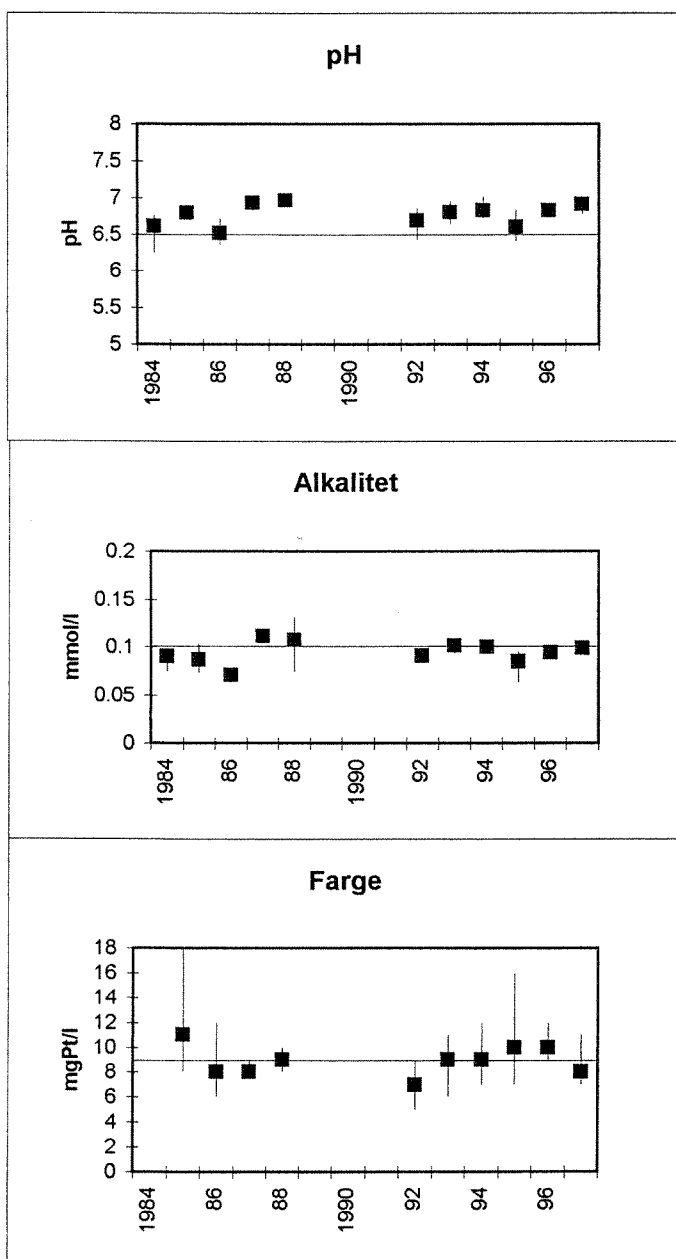
Sesongmiddelverdiene og variasjonsbredden for pH, alkalitet og farge er vist i Fig. 6 og 7.



Figur 6. Middelerverdiene og variasjonsbredder for pH, alkalitet og vannets farge i Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden.



Alkaliteten er et mål på vannets evne til å motstå pH-endringer ved f.eks. tilførsel av surt vann (bufferevnen). Innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget og Strondafjorden hadde tilnærmet nøytral pH og rimelig god bufferevne. Dette er betinget av geologien i nedbørfeltet som inneholder en del kalkholdige bergarter. Vurdert ut fra sesongmiddelverdiene synes det ikke å være noen tendens til systematisk endring av pH og alkalitet i innsjøene. Humuspåvirkningen målt som vannets farge var generelt liten, men økte noe fra Heggefjorden til Volbufjorden. Fargeverdiene var litt lavere igjen i Strondafjorden på grunn av innblandingen av mer humusfattig vann fra Begna-vassdraget. I Strondafjorden ble det registrert jevnt over lavere fargeverdier i 1997 enn i de 3-4 foregående årene som skyldtes mindre utlekking og transport av humussyrer fra myr- og skogområdene i nedbørfeltet p.g.a. fint vær i -97.



Figur 7. Middelerdier og variasjonsbredder for pH, alkalitet og vannets farge i Strondafjorden.

## 2.3 Næringsalter og klorofyll

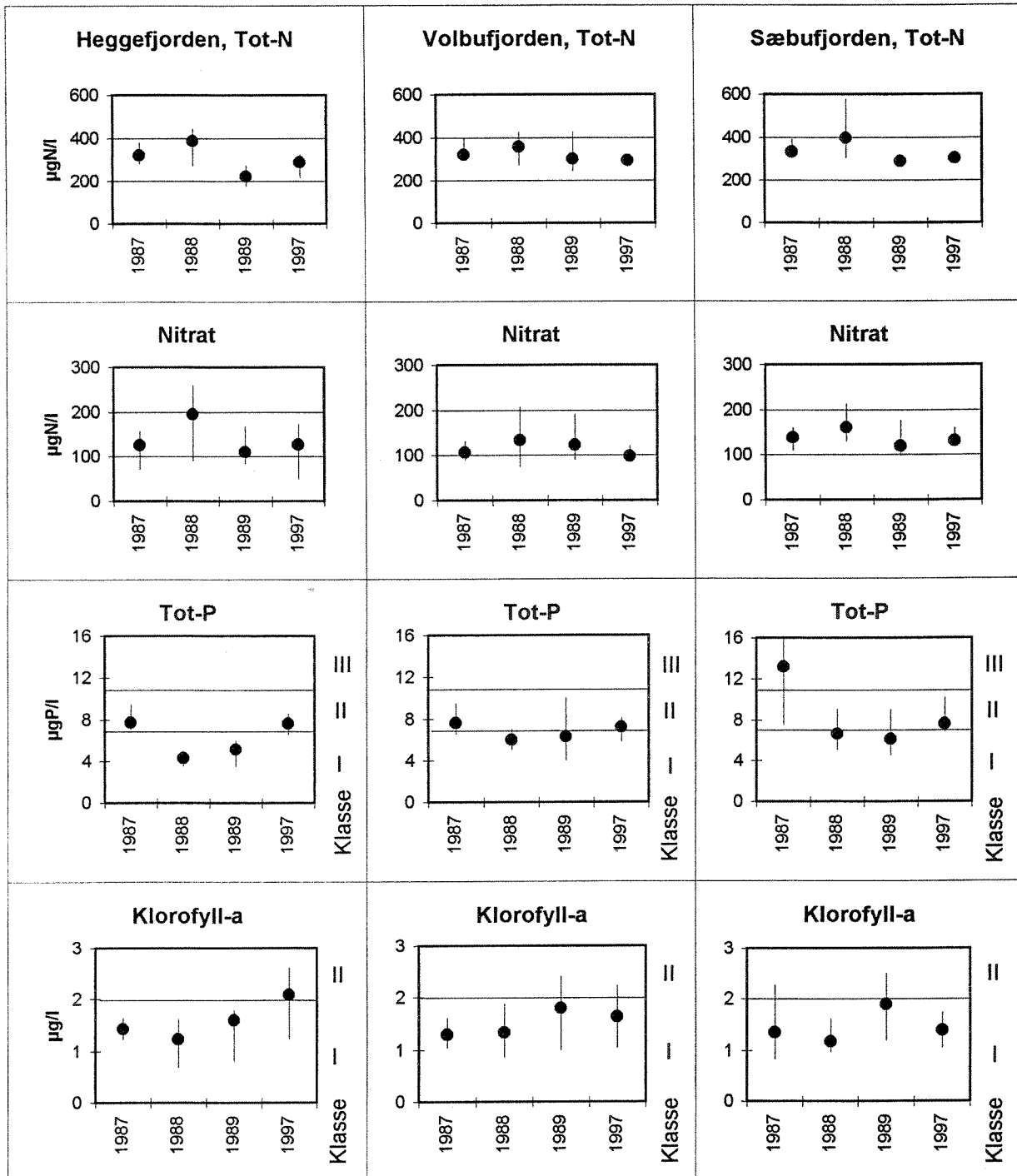
Observerte sesongmiddelverdier, tilstandsklasser, forventet naturtilstand og beregnede forurensningsgrader er gitt i tabell 4. Primærdata er gitt i vedlegget. I Fig. 8 og 9 er sesongmiddelverdiene og variasjonsbreddene vist for næringsaltene og klorofyll-a. I Fig. 10 er sammenhengen mellom sesong-middelverdiene av total-fosfor og klorofyll-a for innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget og Strondafjorden vist sammen med de tilsvarende relasjonene for en del andre innsjøer i regionen.

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 i strandsonen. Klorofyll-målinger gir et indirekte uttrykk for konsentrasjonen av den totale algemengden (planteplankton) i innsjøene.

Tabell 4. Observerte middelverdier i 1997, forventet naturtilstand (Rognerud & Romstad 1990) samt beregnede tilstandsklasser og forurensningsgrader (Holtan & Rosland 1992) for tot-P, klorofyll-a, tot-N og siktedyp basert på middelverdier for 1997.

	Heggefjorden	Volbufjorden	Sæbufjorden	Strondafjorden
<b>Tot-P</b>				
Middelverdi -97, µg/l, M	7,6	7,2	7,6	6,8
Tilstandsklasse	Mindre god	Mindre god	Mindre god	God
Forventet nat.tilst., µg/l, N	6	6	6	4-5
M/N	1,3	1,2	1,3	1,5
Forurensningsgrad	Lite	Lite	Lite	Moderat
<b>Klorofyll-a</b>				
Middelverdi -97, µg/l, M	2,09	1,63	1,4	2,34
Tilstandsklasse	Mindre god	God	God	Mindre god
Forventet nat.tilst., µg/l, N	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
M/N	1,4	1,1	0,9	1,6
Forurensningsgrad	Lite	Lite	Lite	Moderat
<b>Tot-N</b>				
Middelverdi -97, µg/l, M	289	294	303	314
Tilstandsklasse	Mindre god	Mindre god	Mindre god	Mindre god
Forventet nat.tilst., µg/l, N	250	250	250	~200
M/N	1,2	1,2	1,2	1,6
Forurensningsgrad	Lite	Lite	Lite	Moderat
<b>Siktedyp</b>				
Middelverdi -97, m, M	7,3	6,9	7,0	8,2
Tilstandsklasse	God	Mindre god	Mindre god	God
Forventet nat.tilst., m, N	7-8	7-8	7-8	>8
M/N	1	0,9	0,9	1,0
Forurensningsgrad	Lite	Lite	Lite	Lite
<b>Samlet vurdering</b>				
Tilstandsklasse	Mindre god	God	God	Mindre god
Forurensningsgrad	Lite forurenset	Lite forurenset	Lite forurenset	Moderat forur.

Ut fra sesongmiddelverdiene for 1997 kan alle fire innsjøene karakteriseres som næringsfattige. Ved en samlet vurdering av tilstand og forurensningsgrad synes det mest naturlig å legge størst vekt på algemengden, d.v.s. klorofyll. Vannkvaliteten kan da betegnes som god (tilstandsklasse I) i Volbufjorden og Sæbufjorden, mens den var midre god i Heggefjorden og Strondafjorden, d.v.s. tilstandsklasse II i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet i ferskvann (Holtan & Rosland 1992).



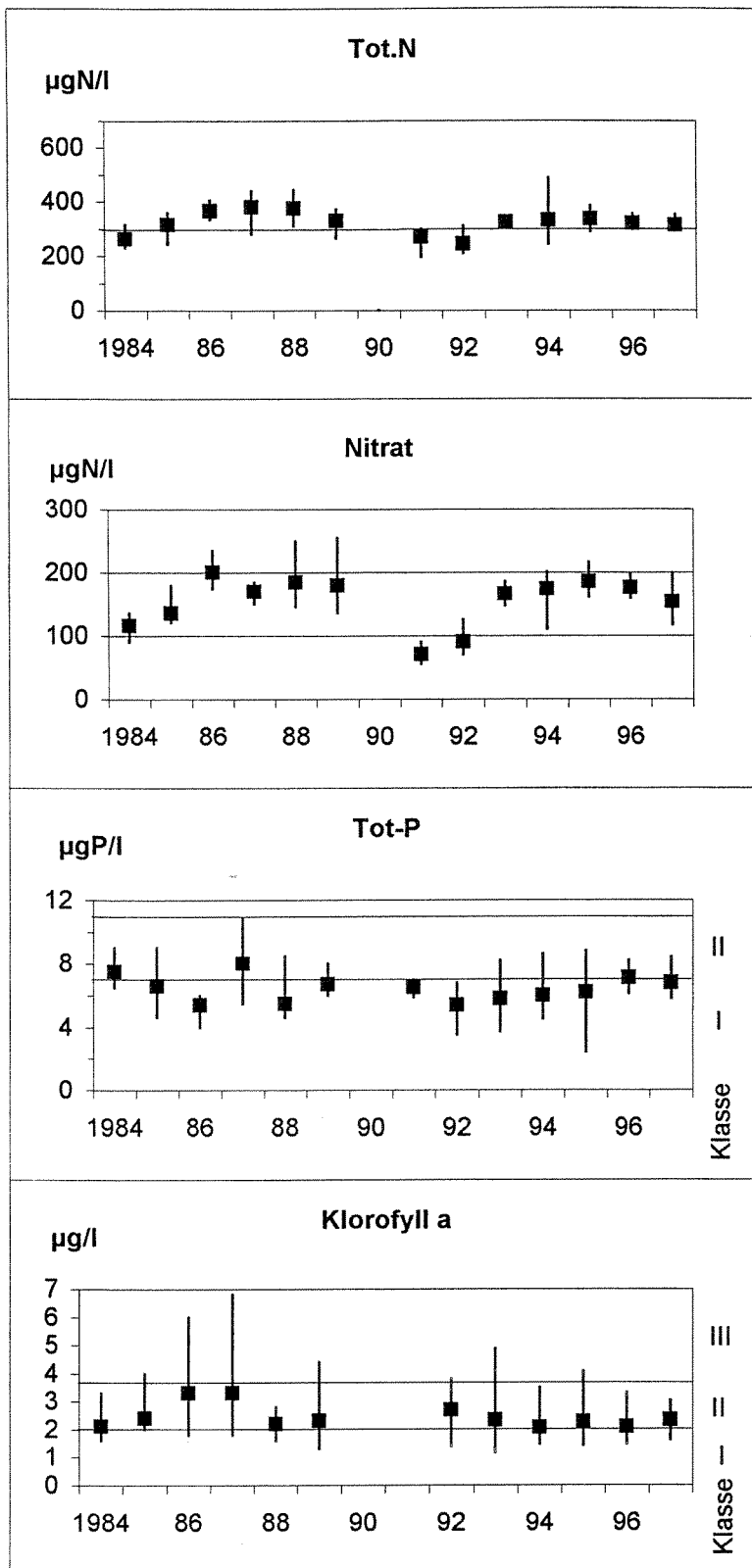
Figur 8. Sesongmiddelverdier og variasjonsbredder for næringssalter og klorofyll-a i Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden (blandprøver 0-10 m) årene 1987,- 88, -89 og -97. Grenser for tilstandsklasser etter SFT's klassifikasjonssystem er markert for Tot-P og klorofyll-a.

Vurdert ut fra forholdet mellom observerte sesongmiddelverdier i 1997 og en forventet naturtilstand (jfr. Rognerud & Romstad 1990) kan Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden karakteriseres som lite forurenset av næringssalter, mens Strondafjorden var moderat forurenset av næringssalter.

Det ble ikke observert vesentlige endringer i konsentrasjonene av næringssalter og klorofyll-a i Volbufjorden og Sæbufjorden sammenliknet med undersøkelsene i 1987-89. Algemengden (målt som klorofyll-a) var økt litt i Heggefjorden fra 1987-89 til 1997. De opplysningene vi har om forurenings-skapende virksomhet i nedbørfeltet, skulle ikke tyde på noen økning i tilførslene av næringssalter, snarere en viss reduksjon (se kpt. 1). En redusert andel effektive algebeitere i dyreplanktonet kan være en medvirkende årsak til økningen i algemengdene (se kpt. 2.5). Vi kan heller ikke utelukke at økningen i klorofyll-konsentrasjonen skyldes en (langtids-)effekt av redusert vanngjennomstrømming i Heggefjorden som følge av Lomen-reguleringen. Teoretisk oppholdstid for vannet i innsjøen ble økt fra 0,08 år til 0,28 år i og med reguleringen (Tab. 3). Det fins imidlertid ikke fosfordata fra før reguleringen som er representative nok til å kunne vurdere om endringer i fosforbelastning og vannets oppholdstid kan ha ført til økning av fosforkonsentrasjonen i innsjøen av betydning (jfr. Rognerud & Romstad 1990).

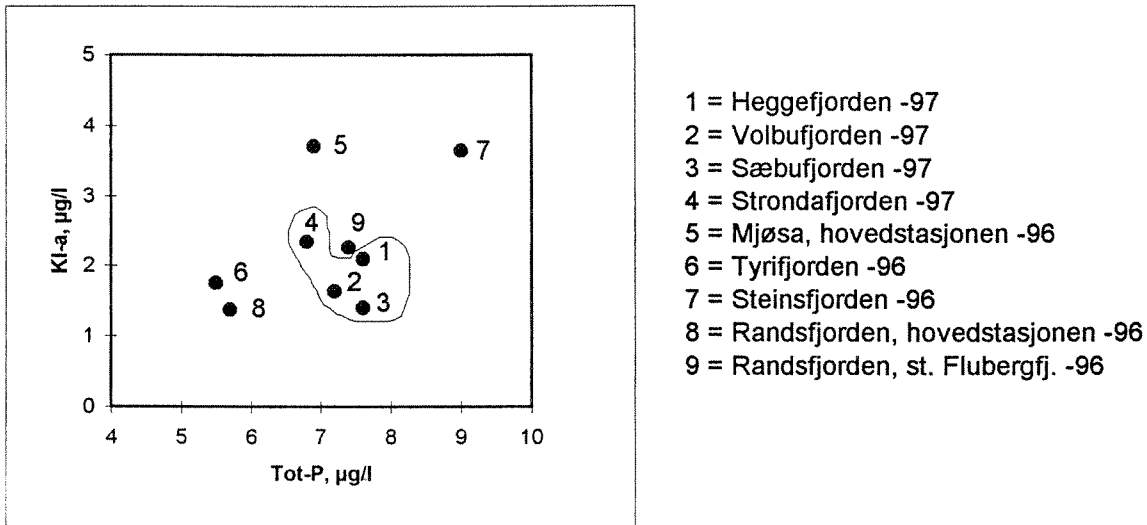
I Strondafjorden økte konsentrasjonen av nitrogenforbindelser en del utover 1980-tallet. De var noe lavere rundt 1991-92 for så å øke litt igjen i 1993-95. I de to siste årene er det registrert en svak nedgang i konsentrasjonen av nitrogenforbindelsene. Konsentrasjonene av total-fosfor har i 1990-årene stort sett variert innenfor samme intervall som på 1980-tallet (unntatt 1987) d.v.s. ca. 3-9  $\mu\text{g/l}$ , men det har vært en tendens til økning i sesongmiddelverdiene utover på 1990-tallet (t.o.m. 1996). De konsentrasjonene som observeres i innsjøen, er et resultat av både menneskeskapte og naturlige tilførsler fra nedbørfeltet og atmosfæriske avsetninger direkte på innsjøoverflata samt sedimentasjon og resuspensjon i selve innsjøen. Årsakene til den registrert økningen er ikke kjent, men det er verdt å merke seg at konsentrasjonen av humusforbindelser (målt som vannets farge) også økte i den samme perioden (se Fig. 7). Vi har ikke opplysninger om menneskeskapte tilførsler som skulle tilsi en generell økning av fosforkonsentrasjonen i den nevnte perioden. En betydelig del av fosfortilførslene til innsjøene skjer i forbindelse med flommer. Dette fosforet er for en stor del partikkelbundet eller knyttet til humusforbindelser og er mindre tilgjengelig for algevekst enn fosfor fra f.eks. urensset kloakk eller sig fra gjødselkjellere (Berge & Källqvist 1990). I forbindelse med kraftig regnvær og flomsituasjoner blir også kloakknettene ofte ekstra belastet. Flomavrenning om høsten fra jorder med høstspredd møkk vil også kunne gi betydelige tilførsler av algetilgjengelig fosfor. I perioder med liten erosjon og rolig vær skjer det en sedimentasjon ut av de øvre vannsjikt, og fosfor-konsentrasjonen kan gå ned mot 2-4  $\mu\text{g/l}$ .

Sesongmiddelverdiene av klorofyll-a har variert lite de siste 5-6 årene i Strondafjorden, men de observerte maksimal-verdiene har vært lavere de siste to årene enn f.eks. i 1993 og på slutten av 1980-tallet. Dette kan skyldes tilfeldigheter på grunn av relativt få observasjoner pr. sesong ettersom sjansene for å gå glipp av mer kortvarige algeoppblomstringer blir betydelige. Men det kan også være et uttrykk for at de reelle maksimalverdiene har vært lavere de siste årene.



Figur 9. Sesongmiddelverdier og variasjonsbredder for næringssalter og klorofyll-a i Strondafjorden for sjiktet 0-10 m i årene 1984-89 og 1992-97. Grenser for tilstandsklasser etter SFT's klassifiseringsystem er markert til høyre i diagrammet for Tot-P og klorofyll-a.

Sammenlikner vi disse innsjøene med andre store innsjøer i regionen, så ser vi at konsentrasjonene av fosfor i "våre" innsjøer var på samme nivå som i Mjøsa og Flubergfjorden (nordre del av Randsfjorden), men litt høyere enn i Tyrifjorden og på hovedstasjonen i Randsfjorden. Klorofyllverdiene var også litt høyere i Strondafjorden og Heggefjorden enn i Tyrifjorden og på hovedstasjonen i Randsfjorden. "Våre" innsjøer hadde omtrent like høy middelkonsentrasjon av fosfor som hovedstasjonen i Mjøsa, men algemengden var markert større i Mjøsa. Videre ser vi at i Volbufjorden og Sæbufjorden var algemengdene lave i forhold til fosfor-konsentrasjonen, dvs. "algeutbyttet" (her uttrykt ved Kl-a/Tot-P) var lavt i disse innsjøene sammenlignet i Mjøsa for eksempel. Dette forholdet sier noe om biotilgjengeligheten av fosforet for algevekst. Det er flere faktorer som influerer på algeutbyttet, bl.a. kan økte konsentrasjoner av humusforbindelser og økt beiteaktivitet fra dyreplankton føre til redusert algeutbytte ved at fosfor enten bindes til humus eller i dyreplanktonbiomasse.



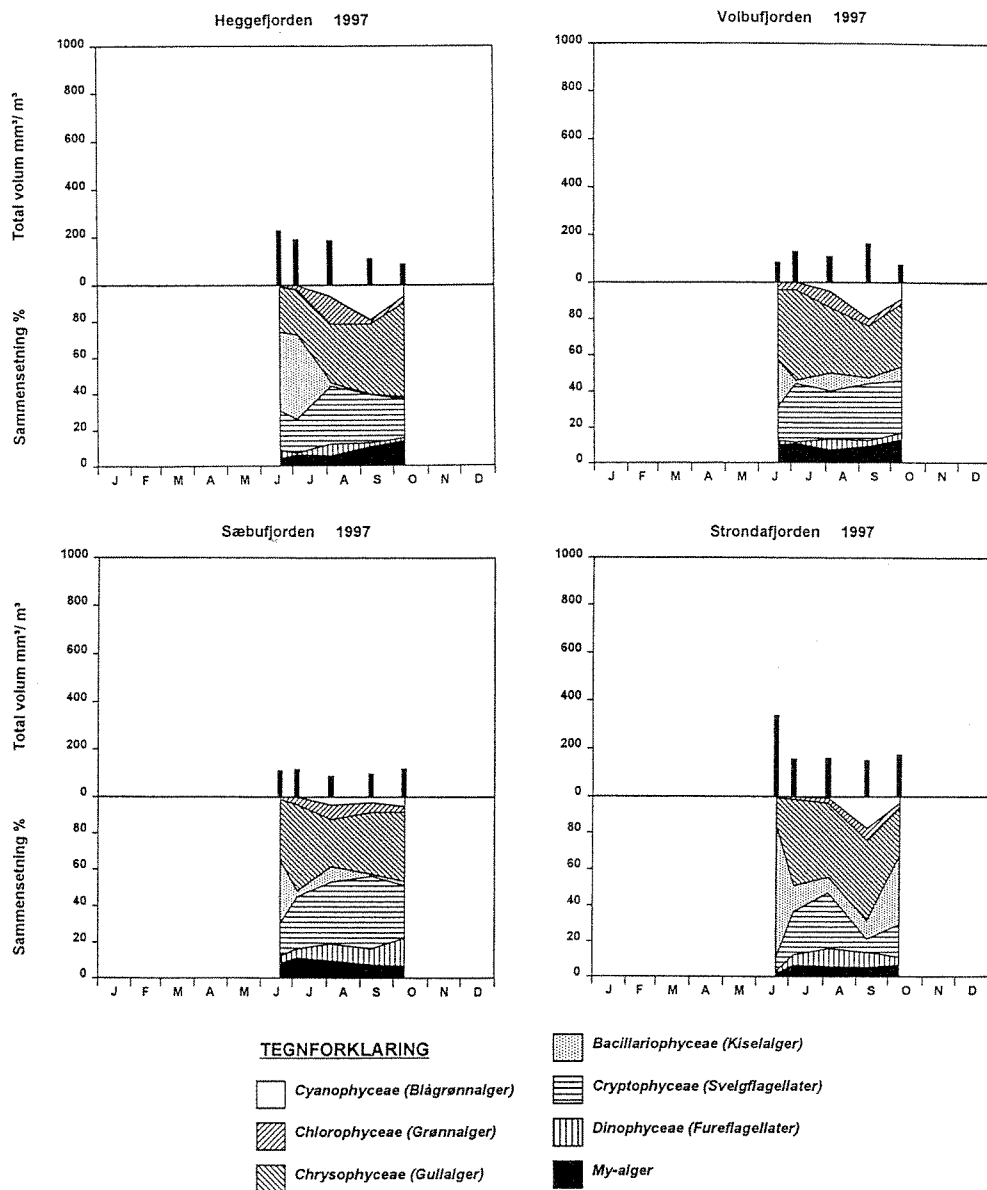
**Figur 10.** Sammenhengen mellom sesongmiddelværdiene av totalfosfor og klorofyll-a i innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget, Strondafjorden, Flubergfjorden og hovedstasjonen i Randsfjorden, hovedstasjonen i Mjøsa, Tyrifjorden og Steinsfjorden (Kilder: Brettum 1997, Kjellberg 1997, Løvik & Rognerud 1997b samt denne undersøkelsen).

## 2.4 Planktonalger

Resultatene av algetellingene for 1997 er gitt i artslistene i vedlegget. Totalvolumene og fordelingen på hovedgrupper i 1997 er vist i Fig. 11. Totalvolumer i Strondafjorden i årene 1984-89 og 1991-97 er vist i Fig. 12. Middelværdier og variasjonsbredder over vekstsesongene (juni-oktober) for de årene vi har observasjoner fra er vist i Fig. 13 og 14. Den relative sammensetningen av alger fordelt på hovedgrupper i Strondafjorden for perioden 1984-97 er vist i Fig. 15.

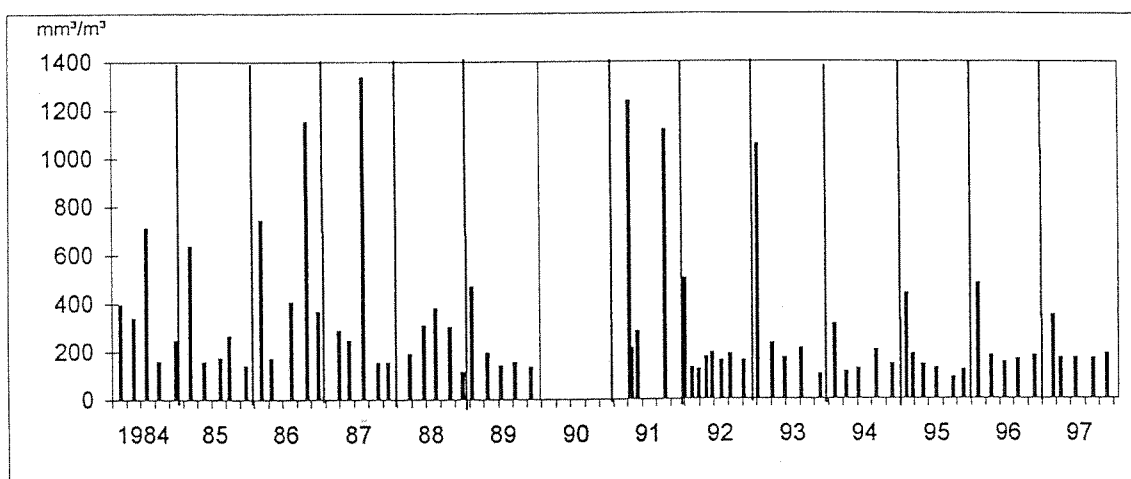
Algemengdene var i 1997 små i alle innsjøene med verdier mindre enn  $200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  ved alle observasjonene unntatt i juni i Heggefjorden ( $232 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ) og Strondafjorden ( $339 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ). Dette tilsvarer ultraoligotrofe-oligotrofe forhold, dvs. svært næringsfattig - næringsfattig vannkvalitet (jfr. Brettum 1989), og det viser at tilgangen på næringssalter stort sett var lav i alle innsjøene hele undersøkelsesperioden.

Artssammensetningen av algesamfunnet gir også informasjon om graden av næringsstoffforurensning. De dominerende gruppene av alger i innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget mesteparten av sesongen 1997 var Chrysophyceae (gullalger), Cryptophyceae (svelgflagellater) og  $\mu$ -alger (små ikke nærmere identifiserte algeformer med diameter 2-4  $\mu$ m). Denne sammensetningen er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. I Strondafjorden indikerte et større innslag av kiselalger (*Asterionella formosa* og *Fragilaria* sp.) spesielt i juni noe økt tilgang på næringsstoffer. I Heggefjorden var også andelen kiselalger størst på forsommeren. Cryptomonaden *Rhodomonas lacustris* (+ var. *nannoplanctica*), som var tilstede i moderate mengder i alle innsjøene, er en art som ofte kan øke ved litt mer tilgang på næringsstoffer. Blågrønnalgen *Woronichinia compacta* var tilstede i små mengder i alle innsjøene på sensommeren og høsten.

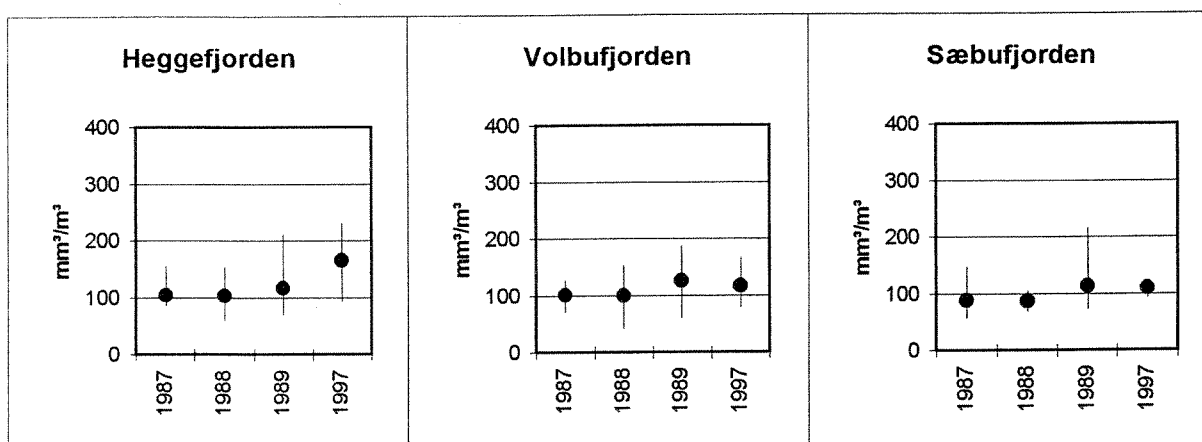


Figur 11. Algemengde (totalvolum) og -sammensetning i Heggefjorden, Volbufjorden, Sæbufjorden og Strondafjorden i 1997 for blandprøver i sjiktet 0-10 m. Totalvolum gitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}$  våtvekt pr.  $\text{m}^3$ .

Algemengdene og sammensetningen av algesamfunnene var nokså like i de tre innsjøene i Øystre Slidrevassdraget, og det ble ikke registrert vesentlige endringer fra forholdene i 1987-89. Vi observerte likevel en liten økning av algemengdene og et litt større innslag av kiselalger på forsommeren i Heggefjorden (jfr. Rognerud & Romstad 1990). Dette samsvarer med økningen i klorofyll-verdiene. Det foreligger kun en kvantitativ prøveserie fra disse innsjøene fra tiden før Lomen-reguleringen, i juli 1974. Da ble totalvolumet av alger beregnet til 259, 144 og 125  $\text{mm}^3/\text{m}^3$  henholdsvis i Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden (Grande 1975). Juli-verdien i Heggefjorden var altså litt høyere enn maksimal-verdien i 1997. Til sammen tyder dette på at endringene i planteplanktonet har vært ubetydelige i de tre innsjøene de siste 8-10 årene, og at det heller ikke har skjedd større endringer i juli-planktonet over en periode på 20-25 år, dvs. siden før Lomen-reguleringen.



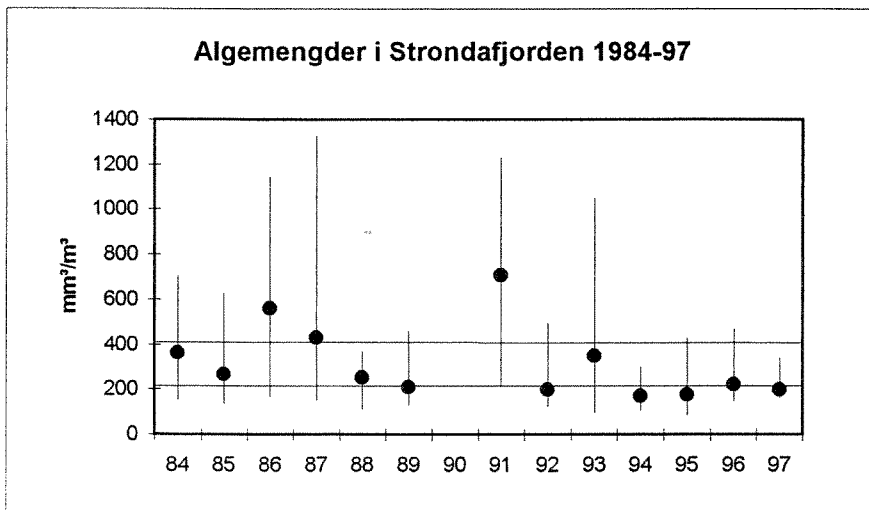
Figur 12. Totalvolumer av alger i Strondafjorden i årene 1984-89 og 1991-97.



Figur 13. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder i algemengdene ( $\text{mm}^3/\text{m}^3$ ) i Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden i årene 1987-89 og 1997.

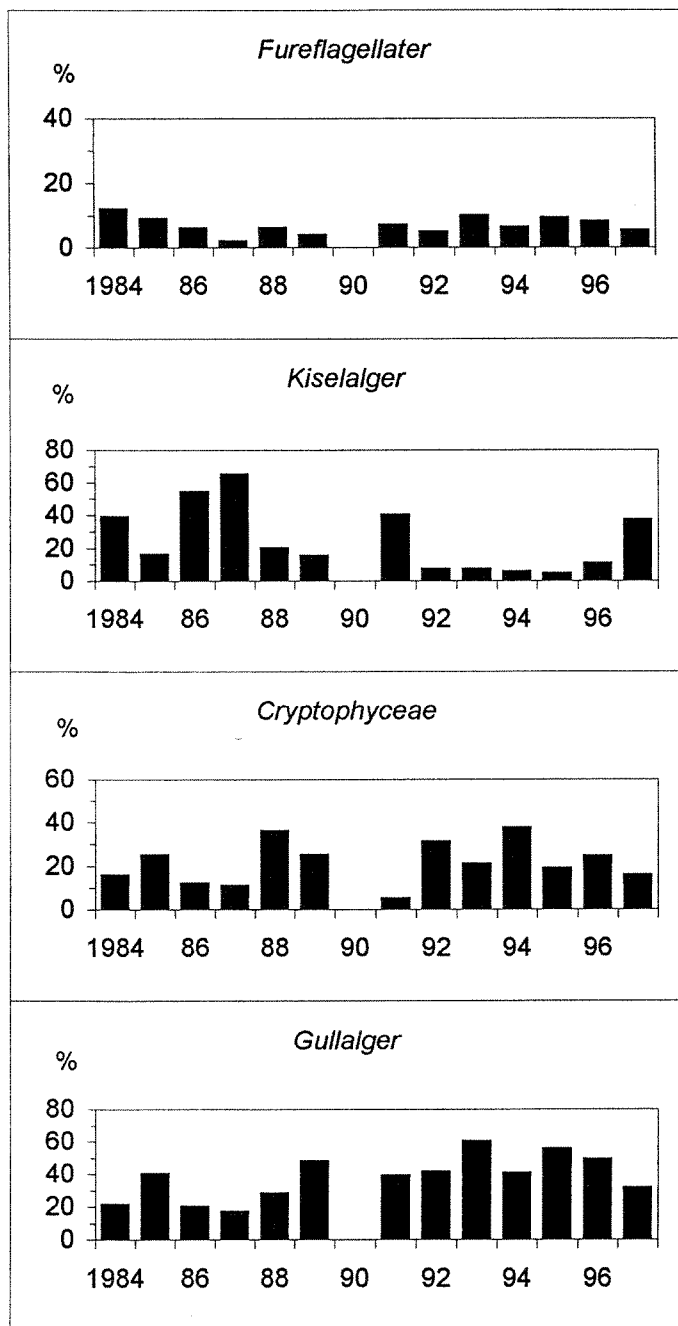


I Strondafjorden har algeutviklingen også tidligere år vært karakterisert ved lave til moderate algemengder i størrelsesorden  $<200-400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  i store deler av vekstsesongen (Fig. 12). Noen år skjedde imidlertid markerte oppblomstringer av kort varighet med topper på over  $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ . Det kan ikke utelukkes at det også i 1997 kan ha vært større algemengder enn det som ble registrert, f.eks. tidlig i juni, men dette må i såfall ha vært nokså kortvarig. I årene 1984, -86, -87 og -91 utviklet det seg betydelige bestander av kiselalger på sensommeren eller høsten, mens det i 1991 og -93 først og fremst var arter innen gruppen gullalger som gav opphav til algeoppblomstringene på forsommeren. Ser vi på mengden og sammensetningen av planktonalger i Strondafjorden utover på 1990-tallet, så har Strondafjordens vannkvalitet ligget nær overgangssonen mellom en næringsfattig og en middels næringsrik tilstand (jfr. Brettum 1989). Dette plasserer innsjøen i gruppen sammen med andre klart påvirkede innsjøer. Det er kjent fra litteraturen at i klarvannssjøer (som Strondafjorden) kan enkelte arter utnytte små næringsstofftilførsler svært effektivt og derved raskt produsere masseoppblomstringer. Disse er som regel kortvarige da reservene av næringsstoffer brukes raskt opp, og algene dør ut et par uker etter toppen. Oppblomstringene av forskjellige arter i Strondafjorden gjør at forholdet mellom de ulike algegruppene har variert betydelig fra år til år om en ser hele perioden 1984-97 under ett (Fig. 15). Dette har ikke skjedd f.eks. på hovedstasjonen i Randsfjorden hvor fordelingen mellom hovedgruppene av alger har vært temmelig konstant i de årene innsjøen har vært undersøkt (Løvik &



**Figur 14.** Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengdene ( $\text{mm}^3/\text{m}^3$ ) i Strondafjorden i årene 1984-97 (untatt 1990).

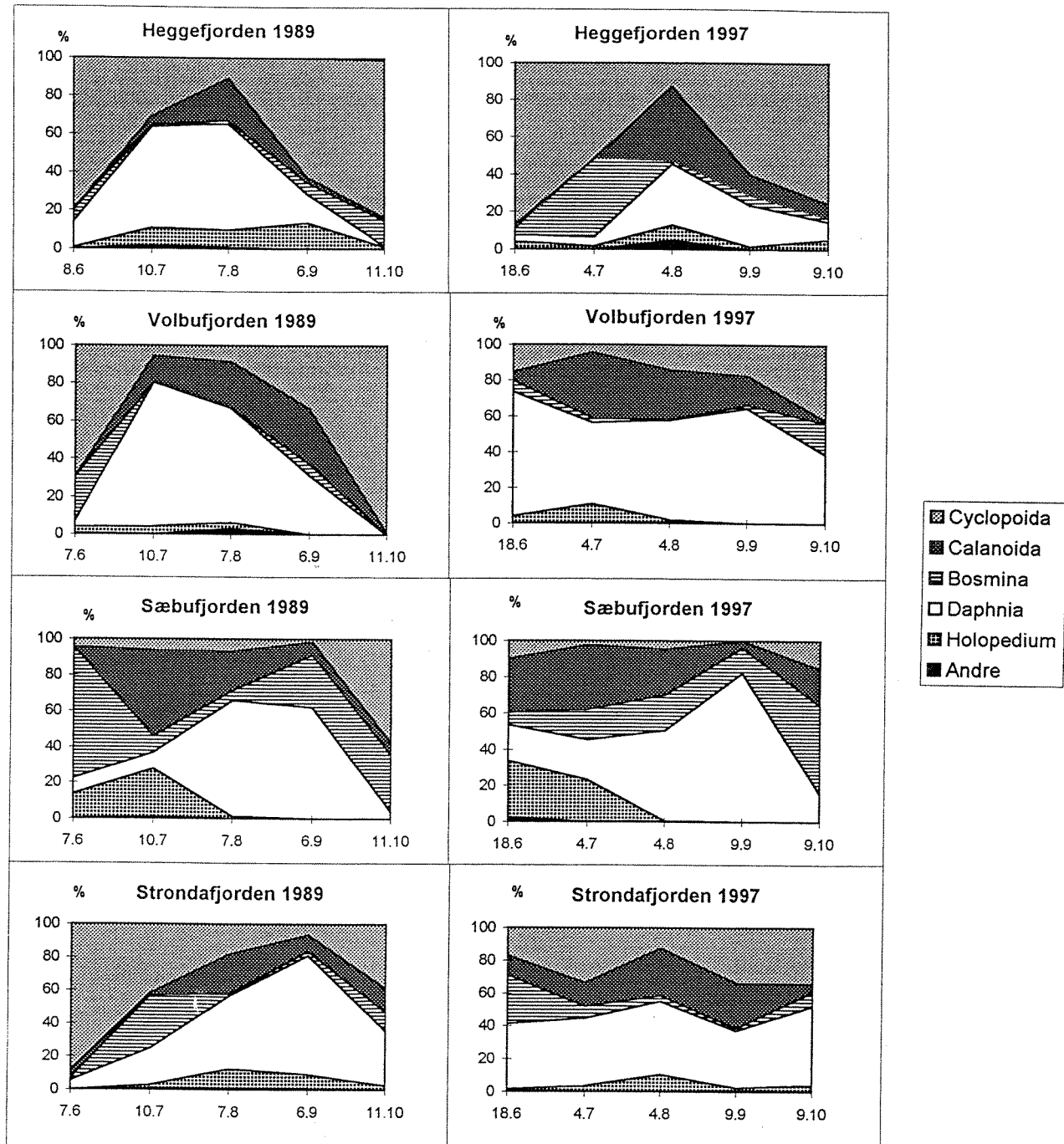
Rognerud 1997b). Strondafjorden synes derfor å være mer ømfintlig med hensyn til muligheten for algeoppblomstringer enn Randsfjorden ved hovedstasjonen. Fordelingen mellom gruppene var mer stabil i årene 1992-95, men det økte innslaget av kiselalger igjen i 1997 viser at situasjonen fortsatt er labil og hvor viktig det er å overvåke vannkvaliteten med en systematisk og relativt hyppig prøvetaking.



Figur 15. Den relative fordelingen (prosent) av ulike algegrupper i Strondafjorden (0-10 m) beregnet som middelverdier av algevolumet over vekstsesongen (juni-oktober).

## 2.5 Planktonkrepsdyr

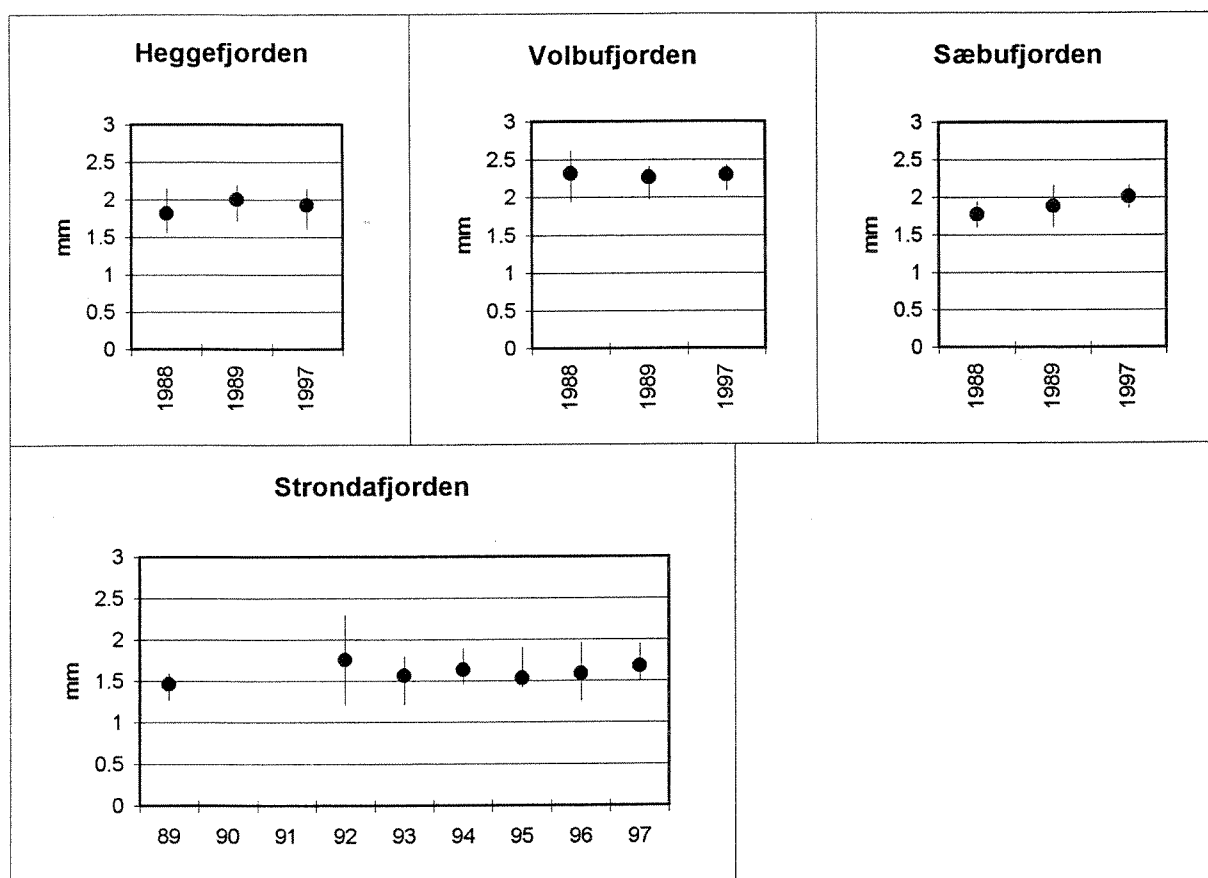
Artslister og telleresultater fra undersøkelsene av krepsdyrplankton i 1997 er gitt i tabeller i vedlegget. I Fig. 16 er prosentfordelingen (basert på vertikale håvtrekk) av de viktigste artene/gruppene vist for årene 1989 og 1997. Lengdene av de dominerende *Daphnia*-artene for de årene vi har målinger fra er vist i Fig. 17.



Figur 16. Prosentfordeling av krepsdyrplanktonet i Heggefjorden, Volbufjorden, Sæbufjorden og Strondafjorden i 1989 og 1997 basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60  $\mu$ m, nauplier og ebryoer unntatt).

Krepsdyrplanktonet i innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget var i 1997 (som i 1988-89) generelt dominert av store arter og individer av vannlopper (*Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina*, *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*) mesteparten av sesongen. En høy andel av effektive algebeitere som store *Daphnia*-arter og *Holopedium* er gunstig for innsjøenes "selvrensingsevne". Det vil si at en stor andel av den produserte algebiomassen kan omsettes til dyreplankton som igjen kan bli mat for planktonspisende fisk. Det var dessuten et betydelig innslag av store calanoide hoppekreps som *Heterocope appendiculata*, *Heterocope saliens* og *Acanthodiptomus denticornis* i planktonet. I Heggefjorden var krepsdyr-planktonet på forsommeren og høsten dominert av den cyclopoide hoppekrepsen *Cyclops scutifer*, som er adskillig mindre. Også der var innslaget av store calanoide hoppekreps betydelig i august-oktober, men andelen daphnier var mindre enn i Volbufjorden og Sæbufjorden. Det forholdet at krepsdyrplanktonet er dominert av store arter og storvokste individer er oftest en god indikasjon på at predasjonstrykket ("beitetrykket") fra planktonspisende fisk er lavt (Brooks & Dodson 1965, Hall et al. 1976). Årsaken til dette er at fisken foretrekker de største og lett synlige krepsdyrene slik at først og fremst småvokste individer blir tilbake ved et stort predasjonstrykk fra fisk.

I Heggefjorden er ørret antagelig eneste fiskeart som kan ha betydning som predator på dyreplanktonet (O. Hegge pers. oppl.). I Volbufjorden og Sæbufjorden fins betydelige bestander av abbor i tillegg til ørret. Ørekyte finnes i alle tre innsjøene. Fiskeundersøkelser i Volbufjorden har vist at både



Figur 17. Middellengder og variasjonsbredder av dominerende *Daphnia*-art (voksne hunner) i Heggefjorden (*D. galeata*), Volbufjorden (*D. longispina*), Sæbufjorden (*D. longispina*) og Strondafjorden (*D. galeata*).

ørret og abbor i vesentlig grad lever av krepsdyrplankton og da i hovedsak store arter som *Daphnia longispina* og *Bythotrephes longimanus* (Eriksen og Hegge 1993). Den sistnevnte er en rovform innen krepsdyrplanktonet som bl.a. lever av små vannlopper. Intensiv beiting fra ørret og annen fisk kan være en årsak til at det oftest ble funnet bare få individer av *Bythotrephes* i planktonprøvene i disse innsjøene). Tette bestander av småabbor kan utøve et relativt hardt predasjonspress på dyreplanktonet, men artssammensetningen og størrelsesfordelingen tydet på at predasjonspresset fra fisk var lavt i 1997 i alle tre innsjøene som ved den forrige undersøkelsen i 1988-89. Individene av *Daphnia* var spesielt store i Volbufjorden som i 1988-89. *D. longispina* var dominerende art i perioden juni-august, men ble erstattet av *D. galeata* i september-oktober. Det samme mønsteret ble registrert i 1988-89. Dette kan muligens skyldes at hvileeggene fra *D. longispina* ble klekt tidligere på våren, og at denne arten dermed fikk en "god start". Videre utover i sesongen konkurrerte *D. galeata* bedre muligens på grunn av at både ørret og abbor synes å foretrekke den største av de to artene, det vil si *D. longispina*.

I Strondafjorden kommer sik inn som en viktig planktonspisende art. Dette var sannsynligvis årsaken til at gjennomsnittslengden av den dominerende *Daphnia*-arten, *Daphnia galeata*, var klart mindre der enn i innsjøene i Øystre Slidre-vassdraget. *D. galeata* var likevel betydelig større i Strondafjorden enn f.eks. i Randsfjorden der denne arten etterhvert ser ut til å ha blitt utkonkurrert av en mindre art, nemlig *Daphnia cristata* (Løvik & Rognerud 1997b). Utviklingen i Randsfjorden skyldes antagelig hardt predasjonstrykk fra den stadig voksende bestanden av mer og mer småfallen sik (Lindås et al. 1996). *D. cristata* har også blitt observert i små mengder i Strondafjorden tidligere år, men ble ikke registrert i 1997.

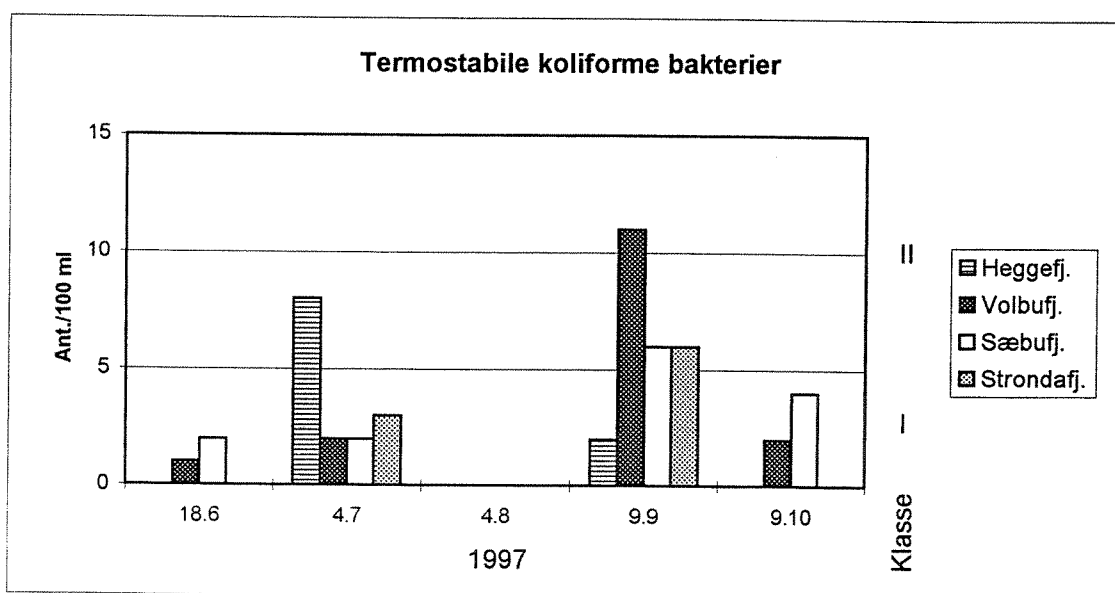
Endringene i artssammensetning og størrelsesfordeling fra undersøkelsene i 1987-89 til 1997, har stort sett vært moderate i alle innsjøene. Visse forskjeller vil en alltid kunne observere fra år til år som følge av naturgitte forskjeller i temperaturutvikling, vanngjennomstrømning, algesuksesjoner, klekkestidspunkter for hvileegg, sterke eller svake årsklasser av planktonspisende fisk o.s.v. I Heggefjorden skjedde det en økning av andelen *Bosmina longispina* på forsommeren på bekostning av *Daphnia* og *Holopedium*. *D. galeata* var fortsatt dominerende *Daphnia*-art og størrelsen var omtrent den samme som i 1988-89. I Volbufjorden var det i 1997 mere *Daphnia* vår og høst enn i 1989, mens andelen *Cyclops* var mindre. I Sæbufjorden var også sammensetningen mye lik den som ble registrert i 1988-89. Krepsdyrplanktonet var dominert av vannlopper med et betydelig innslag av *Holopedium* på forsommeren og først og fremst *Daphnia longispina* i august-september. Middellengden av *D. longispina* var økt noe fra 1988-89 til 1997. Den calanoide hoppekrepsen *Heterocope appendiculata* ble registrert i alle fire innsjøene, og i Sæbufjorden var i tillegg den nærstående arten *Heterocope saliens* vanlig. Innen gruppa Diaptomidae er bare en art, *Acanthodiptomus denticornis*, registrert i de fire innsjøene.

Artssammensetningen i Strondafjorden påvirkes bl.a. av tilførsel av planktonkrepsdyr fra de ovenforliggende innsjøene Slidrefjorden og Sæbufjorden. Også i Strondafjorden var artssammensetningen omtrent den samme i 1997 som i 1989, men med en større andel hoppekreps og en mindre andel *Daphnia* i september -97. Den cyclopoide hoppekrepsen *Mesocyclops leuckarti* ble ikke registrert i 1989 og heller ikke i årene 1992-94. Den ble imidlertid observert tidligere på 1980-tallet (Rognerud et al. 1987), og den har blitt registrert årlig siden 1995. *Cyclops scutifer* har imidlertid vært dominerende cyclopoida-art alle årene vi har observasjoner fra. Denne arten er svært vanlig over hele landet, mens *M. leuckarti* først og fremst finnes i lavlandet. Artssammensetningene synes å være stabil i Strondafjorden, og det har ikke skjedd vesentlige endringer de seinere årene som skulle indikere større forstyrrelser i økosystemet i de frie vannmasser (se tidligere årsrapporter).

## 2.6 Fekale indikatorbakterier

Analyseresultatene av de hygienisk/bakteriologiske prøvene er gitt i tabell i vedlegget. Variasjonen i konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier (=termostabile koliforme bakterier) i de fire innsjøene er vist i Fig. 18.

Forekomsten av fekale indikatorbakterier er et følsomt mål for påvisning av kloakk og tilførsel av avføring fra varmblodige dyr (f.eks. sig fra husdyrgjødsel). Moderate konsentrasjoner av fekale indikatorbakterier i alle innsjøene viste at de ble tilført fersk kloakk og/eller husdyrgjødsel i perioder. Størst forekomst av fekale indikatorbakterier ble observert i begynnelsen av juli i Heggefjorden og i begynnelsen av september i de tre andre innsjøene. Konsentrasjonene tilsvarte da tilstandsklasse II ("mindre god vannkvalitet") i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier.



**Figur 18.** Forekomst av termostabile koliforme bakterier på 1 meters dyp i Heggefjorden, Volbufjorden, Sæbufjorden og Strondafjorden i 1997. Grense for tilstandsklasser etter SFT's vannkvalitetskriterier er markert (I= $\leq 5$  pr. 100 ml, II=5-50 pr. 100 ml). Analyseresultatene var 0 pr. 100 ml i alle innsjøene den 4. august -97.

### 3. Litteratur

- 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.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.I. 1965. Predation, body size and the composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Eriksen, H. & Hegge, O. 1993. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland - Fagrapport 1992. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapp. nr. 5/93, 86 s.
- Fossum, S. 1997. Lokal overvåking av vannkvalitet i Oppland 1996. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/97, 17 s. + vedlegg.
- Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen, 1997a. Rapport for fiskeoppdrett, kultivering og utsetting av fisk i Oppland 1996. Notat. 7 s.
- Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen, 1997b. Fiskeoppdrett og forurensning, Valdres. Internt notat. 4 s.
- Fystro, G. & Fjelltun, S. 1997. Jordsmonnovervåking i Norge 1992-1996. Feltrapport fra programmet 1995. Volbubekken - overvåkingfelt. Planteforsk Løken forskingsstasjon. 12 s.
- Faafeng, B., Brettum, P. & Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapport. Løpenr. 2355. 57 s.
- Grande, M. 1975. Vannkvalitet og hydrobiologiske forhold i Øystre Slidre-vassdraget. NIVA-rapport. O-140/73. 98 s.
- Hafsund, F. 1994. Anlegg for produksjon av settefisk og matfiks i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavd. Rapp. nr. 15/94, 64 s.
- Hall, D.J., Threlkeld, S.T., Burns, C.W. & Crowley, P.H. 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 7: 177-208.
- Hegge, O. & Østdahl, T. (red.) 1992. Fiskedød i Begnavassdraget. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 14/92, 30 s.
- Holtan, H. & Rosland, D.S. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning nr. 92:06. TA-905/1992. 32 s.

- Kjellberg, G. 1997. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3667-97. 99 s.
- Lindås, O.R., Eriksen, H. & 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.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1994. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1993. NIVA-rapport. Løpenr. 3016. 16 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1995. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1994. NIVA-rapport. Løpenr. 3204. 17 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1996. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1995. NIVA-rapport. Løpenr. 3402-96. 20 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1997a. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3651-97. 22 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1997b. Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Datarapport for 1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3660-97. 25 s.
- Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996. Rapport. Ekstraordinær vannforsyning til Leira. Mai 1996. Epidemologisk spørreundersøkelse.
- 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. & 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.
- Skulberg, O. & Kotai, J. 1985. Skjønn Lomen kraftverk. Resipientforhold og vannkvlitet i Øystre Slidre-vassdraget. Oppland. NIVA O-82086, 98 s.
- Skulberg, O., Aune, T. og Wang, T. 1992. Produksjon av giftstoffer hos alger i Strondafjorden. I Hegge, O. & Østdahl, T. (red.). Fiskedød i Begnavassdraget. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 14/92, s. 19-21.



## **4. Vedlegg**

Tabell I. Oversikt over husdyrhold i kommunene Vang, Vestre Slidre, Øystre Slidre og Nord-Aurdal.

	Antall bruk		Antall dyr <sup>1)</sup>	
	1986	1996 <sup>2)</sup>	1986	1996 <sup>2)</sup>
<b>Vang</b>				
Mjølkeku		82		
Sau		-		3392
Geit		6		
Gris		1		
Hest		10		
Ammekyr		4		
Pelsdyr (rev)		-		5183
<b>Vestre Slidre</b>				
Mjølkeku		132		1399
Storfe forøvrig		-		2098
Sau		-		1601
Geit		-		382
Gris		-		615
Hest		-		33
Ammekyr		12		57
Høns		10		6659
<b>Øystre Slidre</b>				
Mjølkeku		ca. 142		
Sau		ca. 40		
Geit		16		
Gris		2-3		
<b>Nord-Aurdal</b>				
Mjølkeku	163	122	1478	1297
Sau	134	126	4655	6286
Geit	8	3	281	146
Avlsgris	5	2	69	38
Høns	16	19	4870	8028
Pelsdyr (Rev)	7	6	766	841

<sup>1)</sup> Antall sau gjelder vinterfora sau. Antall rev gjelder revetisper.

<sup>2)</sup> For Vestre Slidre gjelder tallene 1997.

Tabell II. Vannkjemiske analyseresultater fra blandprøver (0-10 m) samt siktedyp og termostabile koliforme bakterier (TKB, fra 1m dyp) i Heggefjorden, Volbufjorden, Sæbufjorden og Strondafjorden i 1997.					
		Heggefjorden	Volbufjorden	Sæbufjorden	Strondafjorden
Nitrat	180697	173	108	159	199
µgN/l	040797	159	91	129	149
	040897	123	84	122	132
	090997	48	89	126	116
	091097	132	120	117	170
	Middel	127	98	131	153
	Median	132	91	126	149
	Maks	173	120	159	199
	Min	48	84	117	116
Tot-N	180697	324	310	337	353
µgN/l	040797	325	262	318	311
	040897	305	288	293	298
	090997	215	321	283	312
	091097	274	287	285	298
	Middel	289	294	303	314
	Median	305	288	293	311
	Maks	325	321	337	353
	Min	215	262	283	298
pH	180697	6.96	6.91	6.89	7.01
	040797	6.80	6.82	6.96	6.94
	040897	6.88	6.95	6.68	6.77
	090997	6.85	6.94	6.87	6.91
	091097	7.01	6.87	6.88	6.91
	Middel	6.90	6.90	6.86	6.91
	Median	6.88	6.91	6.88	6.91
	Maks	7.01	6.95	6.96	7.01
	Min	6.80	6.82	6.68	6.77
Alk. pH 4,2	180697	0.103	0.084	0.109	0.105
mmol/l	040797	0.101	0.087	0.110	0.105
	040897	0.109	0.091	0.115	0.094
	090997	0.103	0.104	0.121	0.098
	091097	0.098	0.089	0.109	0.094
	Middel	0.103	0.091	0.113	0.099
	Median	0.103	0.089	0.110	0.098
	Maks	0.109	0.104	0.121	0.105
	Min	0.098	0.084	0.109	0.094

Tabell II forts.

		Heggefjorden	Volbufjorden	Sæbufjorden	Strondafjorden
Farge	180697	12	16	15	9
mgPt/l	040797	13	17	15	11
	040897	12	16	15	8
	090997	9	14	13	7
	091097	9	13	12	7
	Middel	11	15	14	8
	Median	12	16	15	8
	Maks	13	17	15	11
	Min	9	13	12	7
Ledn.evne	180697	2.62	2.04	2.56	2.59
mS/m	040797	2.54	1.96	2.49	2.50
	040897	2.71	2.21	2.67	2.46
	090997	2.35	2.18	2.65	2.38
	091097	2.49	2.21	2.57	2.29
	Middel	2.54	2.12	2.59	2.44
	Median	2.54	2.18	2.57	2.46
	Maks	2.71	2.21	2.67	2.59
	Min	2.35	1.96	2.49	2.29
Turbiditet	180697	0.30	0.25	0.30	0.30
NTU	040797	0.40	0.40		0.50
	040897	0.40	0.30	0.30	0.30
	090997	0.30	0.30	0.30	0.35
	091097	0.35	0.24	0.26	0.26
	Middel	0.35	0.30	0.29	0.34
	Median	0.35	0.30	0.30	0.30
	Maks	0.40	0.40	0.30	0.50
	Min	0.30	0.24	0.26	0.26
TKB	180697	0	1	2	0
ant./100 ml	040797	8	2	2	3
	040897	0	0	0	0
	090997	2	11	6	6
	091097	0	2	4	0
	Middel	2	3	3	2
	Median	0	2	2	0
	Maks	8	11	6	6
	Min	0	0	0	0

Tabell II forts.

		Heggefjorden	Volbufjorden	Sæbufjorden	Strondafjorden
Siktedyp	180697	7.4	7.3	6.7	7.8
m	040797	7.4	6.5	4.5	5.8
	040897	7.3	6.5	7.7	9.8
	090997	7.1	6.0	7.5	8.0
	091097	7.5	8.0	8.5	9.4
	Middel	7.3	6.9	7.0	8.2
	Median	7.4	6.5	7.5	8.0
	Maks	7.5	8.0	8.5	9.8
	Min	7.1	6.0	4.5	5.8
Klorofyll-a	180697	2.43	1.04	1.37	1.85
µg/l	040797	1.24	1.4	1.23	1.61
	040897	2.62	1.77	1.05	2.18
	090997	1.89	2.23	1.74	3.02
	091097	2.27	1.7	1.59	3.02
	Middel	2.09	1.63	1.40	2.34
	Median	2.27	1.70	1.37	2.18
	Maks	2.62	2.23	1.74	3.02
	Min	1.24	1.04	1.05	1.61
Tot-P	180697	7.7	5.8	7.0	6.1
µgP/l	040797	8.6	8.1	10.2	8.4
	040897	6.5	8.1	6.8	6.5
	090997	8.6	7.0	7.0	7.2
	091097	6.8	7.0	7.2	5.8
	Middel	7.6	7.2	7.6	6.8
	Median	7.7	7.0	7.0	6.5
	Maks	8.6	8.1	10.2	8.4
	Min	6.5	5.8	6.8	5.8

Tabell III. Månedsmiddeltemperaturer (°C) og månedsnedbørsummer (mm) for 1997 samt normalen (1961-90) ved Løken forskingsstasjon.

	Lufttemperatur		Nedbør	
	1997	Normalen	1997	Normalen
Januar	-8,0	-9,9	11	42
Februar	-4,9	-8,4	40	26
Mars	-1,3	-4,1	12	31
April	0,9	0,8	8	22
Mai	5,8	6,8	64	45
Juni	12,6	11,7	61	61
Juli	15,7	13,1	57	72
August	16,4	11,8	76	69
September	9,0	7,1	48	58
Oktober	1,6	2,7	31	61
November		-4,1		51
Desember		-8,4		37
Året		1,6		575

Tabell IV. Krepssdyrplankton i Heggefjorden i 1997. Gitt som antall individer og prosentfordeling (unntatt naup. og embr.) av arter i en tilfeldig del av vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) fra 0-15 m. + = arten funnet i resten av prøven.

Dato	18.6.97		4.7.97		4.8.97		9.9.97		9.10.97	
	ant.	%	ant.	%	ant.	%	ant.	%	ant.	%
<i>Heterocope appendiculata</i>	1	0,6	+		10	13,0	10	8,1	6	5,5
<i>Heterocope</i> spp. naup.					6					
<i>Acanthodiptomus denticornis</i>	4	2,4			21	27,3	4	3,3	3	2,7
<i>A. denticornis</i> naup.					3					
<i>Cyclops scutifer</i>	148	87,1	98	51,9	10	13,0	74	60,2	83	75,5
Cyclopoida naup.	404		540		144		19		+	
<i>Hoppekreps</i> tot., ekskl. naup.	153	90,1	98	51,9	41	53,3	88	71,6	92	83,7
<i>Holopedium gibberum</i>	7	4,1	3	1,6	6	7,8	2	1,6	6	5,5
<i>H. gibberum</i> embr.										
<i>Daphnia longispina</i>	4	2,4	3	1,6	2	2,6	+			
<i>Daphnia galeata</i>	2	1,2	6	3,2	23	29,9	27	22,0	10	9,1
<i>Daphnia</i> spp. embr.					1					
<i>Bosmina longispina</i>	4	2,4	79	41,8	1	1,3	6	4,9	2	1,8
<i>B. longispina</i> embr.										
<i>Bythotrephes longimanus</i>					4	5,2				
<i>Vannlopper</i> tot., ekskl. embr.	17	10,1	91	48,2	36	46,8	35	28,5	18	16,4
<i>Krepssdyrpl.</i> tot. ekskl. naup./e.	170	100	189	100	77	100	123	100	110	100

Tabell V. Krepssdyrplankton i Volbufjorden i 1997. Gitt som antall individer og prosentfordeling (unntatt naup. og embr.) av arter i en tilfeldig del av vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) fra 0-20 m. + = arten funnet i resten av prøven.

Dato	18.6.97		4.7.97		4.8.97		9.9.97		9.10.97	
	ant.	%	ant.	%	ant.	%	ant.	%	ant.	%
<i>Heterocope appendiculata</i>	6	4,2	41	35,0	41	27,5	15	14,4	1	0,9
<i>Heterocope</i> spp. naup.	3		1						1	
<i>Acanthodiptomus denticornis</i>	1	0,7	2	1,7	1	0,7	2	1,9	1	0,9
<i>A. denticornis</i> naup.					2					
<i>Cyclops scutifer</i>	22	15,4	5	4,3	21	14,1	18	17,3	48	41,7
Cyclopoida naup.	18		31		95		45		1	
<i>Hoppekreps</i> tot., ekskl. naup.	29	20,3	48	41,0	63	42,3	35	33,6	50	43,5
<i>Holopedium gibberum</i>	6	4,2	13	11,1	2	1,3				
<i>H. gibberum</i> embr.	2									
<i>Daphnia longispina</i>	66	46,2	42	35,9	60	40,3	+			
<i>Daphnia galeata</i>	33	23,1	11	9,4	23	15,4	67	64,4	45	39,1
<i>Daphnia</i> spp. embr.	2		1		2		3			
<i>Bosmina longispina</i>	9	6,3	3	2,6			2	1,9	20	17,4
<i>B. longispina</i> embr.	7						1		3	
<i>Bythotrephes longimanus</i>					1	0,7				
<i>Vannlopper</i> tot. ekskl. embr.	114	79,8	69	59,0	86	57,7	69	66,3	65	56,5
<i>Krepssdyrpl.</i> tot. ekskl. naup./e.	143	100	117	100	149	100	104	100	115	100

Tabell VI. Krepsdyrplankton i Sæbufjorden i 1997. Gitt som antall individer og prosentfordeling (unntatt nauplier og embryoer) av arter i en tilfeldig del av vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) fra 0-10 m.  
+ = arten funnet i resten av prøven.

Dato	18.6.97		4.7.97		4.8.97		9.9.97		9.10.97	
	ant.	%	ant.	%	ant.	%	ant.	%	ant.	%
Heterocope appendiculata	7	9,9	10	11,1	27	21,3	4	1,7	5	11,1
Heterocope saliens	10	14,1	7	7,8	2	1,6	1	0,4		
Heterocope spp. naup.	2									
Acanthodiptomus denticornis	4	5,6	15	16,7	3	2,4	4	1,7	4	8,9
A. denticornis naup.	4				1					
Cyclops scutifer	7	9,9	2	2,2	6	4,7			7	15,6
Cyclopoida naup.	21		34						2	
<i>Hoppekreps tot., ekskl. naup.</i>	28	39,5	34	37,8	38	30,0	9	3,8	16	35,6
Holopedium gibberum	22	31,0	21	23,3						
H. gibberum embr.	7									
Daphnia longispina	13	18,3	19	21,1	63	49,6	194	82,2	7	15,6
Daphnia galeata	1	1,4	1	1,1						
Daphnia spp. embr.	2		2							
Bosmina longispina	5	7,0	15	16,7	25	19,7	33	14,0	22	48,9
B. longispina embr.	1				1					
Bythotrephes longimanus	2	2,8			1	0,8				
<i>Vannlopper tot. ekskl. embr.</i>	43	60,5	56	62,2	89	70,1	227	96,2	29	64,5
<i>Krepsdyrpl. tot. ekskl. naup./e.</i>	71	100	90	100	127	100	236	100	45	100

Tabell VII. Krepsdyrplankton i Strondafjorden i 1997. Gitt som antall individer og prosentfordeling (unntatt nauplier og embryoer) av arter i en tilfeldig del av vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) fra 0-20 m.  
+ = arten funnet i resten av prøven.

Dato	18.6.97		4.7.97		4.8.97		9.9.97		9.10.97	
	ant.	%	ant.	%	ant.	%	ant.	%	ant.	%
Heterocope appendiculata	11	9,4	15	13,6	12	11,5	13	11,2		
Heterocope spp. naup.	1				3					
Acanthodiptomus denticornis	3	2,6	1	0,9	18	17,3	19	16,4	6	5,1
A. denticornis naup.			1		11					
Mesocyclops leuckarti					4	3,8	26	22,4	3	2,6
Cyclops scutifer	20	17,1	37	33,6	9	8,7	13	11,2	37	31,6
Cyclopoida naup.	12		333		122		34		56	
<i>Hoppekreps tot., ekskl. naup.</i>	34	29,1	53	48,1	43	41,3	71	61,2	46	39,3
Holopedium gibberum	1	0,9	4	3,6	11	10,6	2	1,7	5	4,3
H. gibberum embr.					3					
Daphnia longispina	2	1,7					1	0,9		
Daphnia galeata	44	37,6	45	40,9	46	44,2	39	33,6	56	47,9
Daphnia spp. embr.	6		4		4		8			
Bosmina longispina	35	29,9	8	7,3	4	3,8	2	1,7	10	8,5
B. longispina embr.	9								1	
Bythotrephes longimanus	1	0,9			+		1	0,9		
<i>Vannlopper tot. ekskl. embr.</i>	83	71,0	57	51,8	61	58,6	45	38,8	71	60,7
<i>Krepsdyrpl. tot. ekskl. naup./e.</i>	117	100	110	100	104	100	116	100	117	100

## Kvantitative planteplankton analyser: H e g g e f j o r d e n

Dato →	970618	970704	970804	970909	971009
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Arter</b>					
<b>Cyanophyceae</b> (blågrønnalger)					
Anabaena lemmermannii	.	.	1.7	3.0	0.5
Merismopedia tenuissima	.	.	0.4	0.9	0.3
Woronichinia compacta	.	.	9.8	18.0	4.7
<b>Sum</b>	.	.	11.9	21.9	5.5
<b>Chlorophyceae</b> (grønnalger)					
Botryococcus braunii	.	.	0.7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	.	.	0.1	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	0.8	0.5	1.1	.
Crucigenia quadrata	1.0	.	0.3	0.3	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.4	2.1	0.5	.	0.7
Gyromitium cordiformis	.	.	3.3	0.1	0.7
Monoraphidium dybowskii	.	.	0.5	.	.
Monoraphidium griffithii	.	.	.	0.2	0.2
Nephrocytium agardhianum	.	.	.	0.2	.
Oocystis submarina v.variabilis	0.3	0.3	4.5	0.3	.
Paramastix conifera	0.8	.	.	.	0.8
Pediastrum tetras	.	.	0.1	.	.
Quadrigula pfitzeri	.	.	.	.	0.2
Scenedesmus arcuatus	.	.	0.3	.	.
Scourfieldia cordiformis	.	.	.	.	0.1
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	.	16.9	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	1.2	.	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	.	.	.	0.4
Willea irregularis	0.2	.	1.1	0.2	.
<b>Sum</b>	2.7	4.5	28.7	2.5	3.2
<b>Chrysophyceae</b> (gullalger)					
Bitrichia chodatii	.	.	1.3	0.9	0.3
Chromulina sp.	.	.	2.8	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0.8	3.4	3.0	3.3	.
Chrysochromulina parva	1.6	0.3	0.6	.	1.3
Chrysococcus cordiformis	.	.	.	.	0.2
Chrysolykos skjulai	0.3	1.1	.	.	.
Craspedomonader	.	0.1	0.4	2.2	0.5
Cyster av Bitrichia spp.	.	.	.	.	0.3
Cyster av Chrysolykos skjulai	.	.	.	0.1	.
Dinobryon borgei	1.3	.	0.7	0.6	3.4
Dinobryon crenulatum	0.4	0.4	1.2	1.1	1.1
Dinobryon cylindricum var.alpinum	0.2	.	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	.	.	0.7	1.4
Kephyrion boreale	0.4	0.1	0.1	.	0.1
Kephyrion spp.	3.6	.	0.1	0.2	0.1
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	11.7	2.8	1.6	2.8	2.1
Mallomonas caudata	0.7	.	3.9	.	.
Mallomonas cf.crassisquama	.	.	0.3	.	.
Mallomonas cf.maioresis	0.7	.	0.7	.	.
Mallomonas spp.	4.1	3.4	.	0.3	0.9
Mallomonas tonsurata	.	.	.	1.2	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5.3	8.2	6.7	8.6	6.8
Pseudokephyrion entzii	0.1	0.1	.	.	.
Pseudokephyrion sp.	.	.	0.1	.	.
Små chrysomonader (<7)	14.1	15.3	16.3	13.3	14.0
Spiniferomonas sp.	.	0.3	0.3	.	.
Stichogloea doederleinii	.	0.6	0.9	.	0.6
Store chrysomonader (>7)	10.3	7.8	17.2	4.3	13.8
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	1.2	1.2	3.2	6.3	0.5
Ubest.chrysophyceae	0.3	0.7	.	.	.
Uroglena americana	.	1.5	.	.	.
<b>Sum</b>	56.9	47.5	61.5	45.9	47.5
<b>Bacillariophyceae</b> (kiselalger)					
Asterionella formosa	0.3	.	.	.	1.1
Aulacoseira alpigena	.	.	0.3	.	.
Cyclotella comta v.oligactis	30.5	28.4	1.0	.	.
Cyclotella radiosa	1.0	1.0	.	.	.
Cyclotella sp. (d=10-14 h=6-7)	64.5	62.2	2.1	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	0.6	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	2.1	.	0.1	.	0.6
Tabellaria renestrata	1.8	0.0	.	.	.
<b>Sum</b>	100.3	91.6	4.0	.	1.7
<b>Cryptophyceae</b>					
Cryptaulax vulgaris	.	.	0.8	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	1.0	2.8	0.2	1.4
Cryptomonas marssonii	0.6	3.1	1.7	0.7	1.5
Cryptomonas sp. (l=20-22)	4.1	4.7	6.2	9.8	3.5
Cryptomonas spp. (l=24-28)	0.8	1.2	0.8	0.4	.
Katablepharis ovalis	14.7	3.6	10.5	3.4	1.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	29.6	18.7	32.6	9.4	10.0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0.9	2.2	4.8	5.9	1.2
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	0.2	0.7	0.4	0.6	0.5
<b>Sum</b>	50.9	35.1	60.5	30.5	19.3
<b>Dinophyceae</b> (fureflagellater)					
Gymnodinium cf.lacustre	4.2	1.1	0.9	.	1.1
Gymnodinium helveticum	1.4	.	1.4	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	2.2	0.5	4.8	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0.5	0.7	3.4	1.6	.
Ubest.dinoflagellat	1.4	.	1.9	0.9	0.9
<b>Sum</b>	9.7	2.3	12.4	2.5	2.0
<b>My-alger</b>					
My-alger	11.1	13.1	11.8	12.7	12.3
<b>Totalsum</b> (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> = mg våtvekt/m <sup>3</sup> )	231.6	194.1	190.8	116.1	91.6



Tabell IX

Kvantitative planteplankton analyser: V o l b u f j o r d e n

Dato ⇒	970618	970704	970804	970909	971009
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Arter</b>					
<b>Cyanophyceae</b> (blågrønnalger)					
Anabaena lemmermannii	.	.	0.5	0.3	.
Chroococcus limneticus	.	.	.	.	0.5
Chroococcus minutus	.	.	0.3	0.2	.
Merismopedia tenuissima	.	.	0.4	0.6	0.3
Woronichinia compacta	.	.	4.8	32.2	6.1
<b>Sum</b>	.	.	6.0	33.2	6.9
<b>Chlorophyceae</b> (grønnalger)					
Botryococcus braunii	.	.	0.7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	0.1	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	0.3	.	0.8	0.1
Coelastrum microporum	.	.	1.0	.	.
Cosmarium sphagnicolum v.pachygonum	.	.	.	0.3	.
Crucigenia quadrata	0.3	0.3	0.3	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.3	1.1	0.3	0.8	0.4
Fusola viridis	.	.	.	.	0.2
Gloetila pulchra	.	.	.	.	0.3
Gyromitus cordiformis	.	.	2.4	0.5	.
Monoraphidium dybowskii	.	0.2	1.4	0.2	0.1
Monoraphidium griffithii	.	.	0.5	0.2	.
Mougeotia sp. (b=10-12)	.	.	.	0.4	.
Nephrocytium agardhianum	.	0.3	1.2	.	.
Nephrocytium limneticum	.	.	.	0.4	0.2
Oocystis marssonii	.	.	.	0.2	.
Oocystis submarina v.variabilis	0.3	1.1	0.7	0.4	0.1
Paramastix conifera	.	.	.	0.8	0.3
Quadrigula pfitzeri	.	.	0.4	0.6	.
Scenedesmus denticulatus v.linearis	.	.	0.1	.	.
Scourfieldia cordiformis	0.2	.	.	0.1	.
Sphaerocystis Schroeteri	.	1.4	.	0.2	0.5
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	1.2	.	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	2.7	.	.	.	.
Ubest.gr.flagellat	.	.	0.7	.	.
Willea irregularis	.	.	0.4	0.8	.
<b>Sum</b>	3.7	6.0	10.0	6.7	2.3
<b>Chrysophyceae</b> (gullalger)					
Bitrichia chodatii	.	.	.	0.6	0.2
Chromulina sp.	.	.	0.4	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0.8	3.0	.	0.4	.
Chrysochromulina parva	0.4	.	.	0.2	1.1
Chrysolykos skujai	0.6	.	.	.	.
Craspedomonader	0.3	.	0.9	0.3	0.6
Cyster av Bitrichia spp.	.	.	.	1.1	.
Cyster av chrysophyceer	0.4	.	.	0.4	.
Dinobryon borgei	0.6	1.2	1.6	1.0	0.2
Dinobryon crenulatum	1.1	1.4	0.4	0.4	0.2
Dinobryon cylindricum var.alpinum	1.5	.	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	0.7	.	.	0.1	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	.	.	0.1	.
Epipyxis polymorpha	.	.	.	1.2	.
Kephyrion boreale	.	0.5	0.5	.	.
Kephyrion spp.	0.8	.	0.3	0.2	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0.5	1.9	1.2	1.9	1.1
Mallomonas caudata	.	.	0.6	.	.
Mallomonas cf.crassisquama	.	.	0.1	.	0.3
Mallomonas cf.maioresis	.	.	0.7	.	.
Mallomonas spp.	4.0	9.9	.	2.0	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6.0	10.9	5.7	8.5	2.3
Pseudokephyrion alaskanum	0.5	.	.	0.2	.
Små chrysomonader (<7)	10.7	24.0	13.0	21.7	7.7
Spiniferomonas sp.	0.3	.	0.3	1.3	0.1
Stichogloea doederleinii	.	1.2	4.9	0.2	.
Store chrysomonader (>7)	5.2	8.6	6.9	5.2	5.6
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	0.6	3.6	1.1	7.3
Ubest.chrysophyceae	.	0.3	.	.	0.3
Uroglena americana	0.3	2.1	.	.	.
<b>Sum</b>	34.7	65.8	41.0	48.0	26.9
<b>Bacillariophyceae</b> (kiselalger)					
Achnanthes sp. (l=15-25)	.	0.4	9.1	.	0.9
Asterionella formosa	.	.	.	.	.
Aulacoseira alpigena	0.3	.	0.2	0.3	2.2
Cyclotella comta v.oligactis	6.5	0.3	0.5	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	12.1	0.7	0.7	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	0.6	0.2	0.6	.	1.4
Fragilaria sp. (l=40-70)	3.2	0.7	0.5	4.5	1.6
<b>Sum</b>	22.6	2.3	11.5	4.8	6.1
<b>Cryptophyceae</b>					
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	0.2	1.4	2.5	2.9
Cryptomonas marssonii	0.7	1.4	0.6	2.2	0.2
Cryptomonas sp. (l=20-22)	3.7	6.5	5.7	11.0	4.8
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.	0.8	1.2	0.4	0.4
Katablepharis ovalis	4.0	6.4	6.2	2.6	0.6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	7.6	26.2	13.2	30.8	13.2
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0.9	1.7	1.8	3.4	0.3

Tabell IX forts.

## V o l b u f j o r d e n forts.

Dato =>	970618	970704	970804	970909	971009
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter					
Sum	16.8	43.3	30.2	52.9	22.4
<b>Dinophyceae</b> (fureflagellater)					
Gymnodinium cf. lacustre	0.9	0.7	2.1	1.9	1.1
Gymnodinium cf. uberrimum	.	.	1.8	.	1.6
Gymnodinium helveticum	.	.	1.2	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0.5	0.2	1.0	1.0	0.5
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	1.0	.
Peridinium umbonatum (P. inconspicuum)	1.0	0.7	0.8	.	.
Ubest. dinoflagellat	.	0.5	.	0.9	0.2
Sum	2.4	2.1	6.9	4.7	3.4
<b>My-alger</b>					
My-alger	9.2	14.4	9.1	16.5	10.1
<b>Total sum</b> (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> = mg våtvekt/m <sup>3</sup> )	89.4	133.9	114.7	166.9	78.1

Tabell X

## Kvantitative planteplankton analyser: S æ b u f j o r d e n

Dato ⇒	970618	970704	970804	970909	971009
<b>Gruppe</b>	<b>Volum</b>	<b>Volum</b>	<b>Volum</b>	<b>Volum</b>	<b>Volum</b>
<b>Arter</b>					
<b>Cyanophyceae</b> (blågrønnalger)					
Aphanothece sp.	.	.	2.8	.	.
Chroococcus minutus	.	.	.	.	0.2
Merismopedia tenuissima	.	.	.	0.3	0.6
Woronichinia compacta	.	.	1.0	2.5	5.2
<b>Sum</b>	.	.	3.8	2.8	5.9
<b>Chlorophyceae</b> (grønnalger)					
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	.	1.6	0.1	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.3	.	0.3	0.8	.
Cosmarium abbreviatum	.	.	.	0.3	.
Cosmarium sphagnicolum v. pachygonum	.	.	0.3	.	.
Crucigenia quadrata	.	0.3	.	0.3	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	0.7	0.3	0.2	.
Gyromitus cordiformis	0.1	.	1.1	1.1	.
Koliella sp.	0.2	.	.	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	.	0.5	0.2	0.2
Nephrocytium limneticum	.	.	0.5	0.2	0.2
Oocystis submarina v. variabilis	.	1.2	0.6	.	.
Paramastix conifera	.	.	.	.	0.9
Quadrigula pfitzeri	.	.	0.5	0.2	.
Scenedesmus ecornis	.	.	.	0.8	0.3
Scenedesmus quadricauda	.	0.2	.	.	.
Scourfieldia complanata	0.4	.	.	.	.
Sphaerocystis schroeteri	.	.	.	0.5	0.3
Staurostrum erasum	.	.	.	.	2.0
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	.	.	0.9	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	2.4	.	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	0.6	.	0.7	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	.	.	.	0.7	.
Ubest.gr.flagellat	.	.	0.3	.	.
<b>Sum</b>	1.6	4.9	7.5	5.3	3.9
<b>Chrysophyceae</b> (gullalger)					
Chromulina sp.	0.8	.	.	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	3.3	1.1	1.1	0.1
Chrysochromulina parva	.	.	.	.	0.3
Chrysolykos skjulai	0.4	.	.	.	.
Craspedomonader	.	.	0.1	1.0	0.7
Cyster av chrysophyceer	0.3	.	.	.	.
Dinobryon borgei	0.9	0.3	0.5	0.7	0.9
Dinobryon crenulatum	.	.	1.2	.	.
Dinobryon sertularia	1.2	.	.	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	0.2	.	.	.
Kephyrion boreale	.	0.4	.	.	0.5
Kephyrion spp.	1.1	.	0.1	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	3.2	.	0.5	4.2	1.6
Mallomonas caudata	.	.	0.7	.	.
Mallomonas cf. maiorensis	0.7	.	.	0.7	.
Mallomonas spp.	.	.	.	0.3	.
Ochromonas sp. (d=3,5-4)	4.1	10.3	5.0	4.1	7.4
Pseudokephyrion alaskanum	0.3	.	.	.	0.2
Pseudokephyrion entzii	0.1	0.1	.	.	.
Pseudokephyrion sp.	0.1	0.1	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	17.3	23.5	8.0	14.1	18.7
Spiniferomonas sp.	0.3	0.6	.	0.3	0.3
Stichogloea doederleinii	0.9	.	1.2	.	.
Store chrysomonader (>7)	6.9	15.5	3.4	6.9	11.2
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	1.3	2.1	1.2	4.3
Ubest.chrysophyceer	.	0.8	0.3	.	0.1
Uroglana americana	.	0.9	.	.	.
<b>Sum</b>	38.7	57.3	24.4	34.6	46.3
<b>Bacillariophyceae</b> (kiselalger)					
Achnanthes sp. (l=15-25)	0.4	2.0	.	.	.
Aulacoseira alpigena	.	.	0.5	.	2.6
Cyclotella comta v. oligactis	6.8	.	0.5	.	.
Cyclotella radiosa	1.0	.	.	.	.
Cyclotella sp. (d=10-14 h=6-7)	15.0	0.4	.	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	0.7	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	11.9	1.6	6.0	0.9	0.6
Tabellaria fenestrata	3.9	.	.	0.3	.
Tabellaria flocculosa	.	0.2	.	.	0.4
<b>Sum</b>	39.0	4.1	7.8	1.2	3.6
<b>Cryptophyceae</b>					
Cryptaulax vulgaris	.	.	0.3	0.3	.
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	2.0	.	3.1	0.3	2.9
Cryptomonas marssonii	0.7	.	0.2	2.0	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	4.0	4.6	4.8	7.9	5.3
Cryptomonas spp. (l=24-28)	0.8	.	0.8	0.8	.
Katablepharis ovalis	8.7	5.7	2.1	1.2	2.4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	4.0	21.8	17.9	25.5	23.3
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0.4	1.9	1.4	2.3	0.7
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	1.0	0.2	.
<b>Sum</b>	20.6	34.0	31.7	40.5	34.5

Tabell X forts.

Sæbufjorden forts.

Dato ⇒	970618	970704	970804	970909	971009
<b>Gruppe</b>					
<b>Arter</b>	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Dinophyceae</b> (fureflagellater)					
Gymnodinium cf. lacustre	2.0	0.9	1.0	2.3	12.9
Gymnodinium helveticum	1.6	.	.	2.0	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0.2	1.9	2.6	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	.	1.3
Peridinium umbonatum (P. inconspicuum)	.	0.3	3.6	3.6	1.8
Ubest. dinoflagellat (l=9-10)	.	1.2	.	.	.
Ubest. dinoflagellat	.	1.6	0.8	.	2.3
<b>Sum</b>	3.8	5.9	8.0	7.9	18.4
<b>Xanthophyceae</b> (gulgrønnalger)					
Isthmochloron trispinatum	0.6	.	.	.	.
<b>My-alger</b>					
My-alger	10.5	13.7	9.3	8.5	9.1
<b>Totalsum</b> (mm <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> = mg våtvekt/m <sup>2</sup> )	114.9	119.9	92.5	100.7	121.7

Tabell XI

## Kvantitative planteplankton analyser: S t r o n d a f j o r d e n

Dato =>	970618	970704	970804	970909	971009
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Arter</b>					
<b>Cyanophyceae (blågrønnalger)</b>					
Anabaena lemmermannii	.	.	2.0	0.4	.
Aphanothece sp.	.	.	.	.	0.9
Merismopedia tenuissima	.	.	.	26.7	5.6
Woronichinia compacta	.	.	.	.	.
<b>Sum</b>	.	.	2.0	27.0	6.5
<b>Chlorophyceae (grønnalger)</b>					
Ankyra lanceolata	0.1	.	0.1	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	.	.	.	0.1
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	0.3	0.5	0.3	0.3
Cosmarium abbreviatum	.	.	.	0.2	.
Cosmarium sp. (b=18-20)	1.2	.	0.6	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.3	0.4	0.2	.	.
Fusola viridis	.	.	.	.	0.1
Gloeotila pulchra	.	.	.	.	1.3
Gyromitus cordiformis	0.3	.	0.1	0.3	.
Koliella sp.	0.3	0.1	.	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	.	0.5	2.5	0.9
Nephrocytium limneticum	.	.	.	0.2	.
Oocystis marssonii	.	.	.	0.3	.
Oocystis submarina v.variabilis	0.4	0.8	0.5	0.8	1.3
Paramastix conifera	.	0.8	.	.	.
Quadrigula pfitzeri	.	.	.	2.0	.
Scenedesmus ecornis	.	.	0.1	.	0.3
Scourfieldia cordiformis	.	0.1	.	.	.
Sphaerocystis schroeteri	.	.	0.3	0.3	0.3
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	.	.	.	1.0	.
Ubest.gr.flagellat	0.2	.	.	.	.
Willea irregularis	.	.	1.1	2.9	0.1
<b>Sum</b>	2.8	2.5	4.0	10.8	4.7
<b>Chrysophyceae (gullalger)</b>					
Bitrichia chodatii	.	0.3	2.4	0.6	0.3
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	0.7	1.1	0.1	0.3
Chrysochromulina parva	0.1	0.6	0.7	.	0.4
Chrysococcus cordiformis	.	.	.	.	0.2
Chrysolykos planctonicus	0.4	.	0.1	0.1	.
Chrysolykos skujai	.	0.1	.	.	0.5
Craspedomonader	0.2	2.8	0.8	1.3	0.9
Cyster av Bitrichia spp.	.	.	.	.	0.3
Cyster av chrysophyceer	.	.	.	1.3	.
Dinobryon bavaricum	0.2	.	.	.	.
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	.	.	.	0.8	0.1
Dinobryon borgei	1.0	1.4	0.4	0.3	0.3
Dinobryon crenulatum	0.7	.	2.0	1.3	0.3
Dinobryon cylindricum var.alpinum	1.0	.	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	1.8	1.6	1.2	1.3	0.7
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	.	.	.	0.3
Epipyxis polymorpha	.	.	.	0.7	.
Kephyrion boreale	0.1	.	.	.	.
Kephyrion litorale	0.3	0.1	.	.	.
Kephyrion spp.	0.8	.	0.1	0.1	0.4
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1.1	1.6	1.1	0.5	1.1
Mallomonas spp.	2.0	1.7	1.7	.	2.0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	8.2	8.9	6.6	6.6	5.5
Pseudokephyrion alaskanum	0.2	.	.	.	0.1
Pseudokephyrion entzii	.	.	.	.	0.1
Små chrysomonader (<7)	18.3	22.4	18.4	27.8	18.3
Spiniferomonas sp.	0.6	.	.	0.3	.
Stelaxomonas dichotoma	.	.	.	.	0.3
Stichogloea doederleinii	.	.	5.5	.	.
Store chrysomonader (>7)	6.0	29.3	19.8	19.8	13.8
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	4.0	3.6	6.1	1.2
Ubest.chrysophyceer	.	0.5	.	.	.
Uroglana americana	9.8	.	.	0.6	.
<b>Sum</b>	52.7	76.0	65.6	69.8	47.3
<b>Bacillariophyceae (kiselalger)</b>					
Achnanthes sp. (l=15-25)	.	0.4	.	.	.
Asterionella formosa	67.0	19.0	0.7	1.3	2.4
Aulacoseira alpigena	1.4	1.0	2.7	1.5	5.5
Cyclotella comta v.oligactis	9.3	0.7	2.3	.	.
Cyclotella glomerata	1.6	.	2.2	4.6	1.0
Cyclotella radiosa	0.5	.	.	.	.
Cyclotella sp. (d=10-14 h=6-7)	9.5	0.4	0.8	.	0.2
Fragilaria sp. (l=30-40)	3.9	0.6	.	.	5.6
Fragilaria sp. (l=40-70)	150.3	0.6	1.3	1.4	2.6
Rhizosolenia eriensis (var.?)	0.5	0.1	0.1	.	2.0
Tabellaria fenestrata	2.7	.	3.6	.	.
Tabellaria flocculosa	.	.	.	.	0.4
Tabellaria flocculosa v.teilingii	.	.	.	7.2	46.0
<b>Sum</b>	246.7	22.9	13.7	16.0	65.7
<b>Cryptophyceae</b>					
Cryptaulax vulgaris	.	0.3	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	1.0	1.0	3.4	0.2	4.0
Cryptomonas marssonii	1.2	0.2	3.1	.	0.7
Cryptomonas sp. (l=20-22)	2.9	5.7	8.0	0.7	6.2
Cryptomonas spp. (l=24-28)	0.4	0.4	0.8	.	1.6

Tabell XI forts.

Stronda fjorden forts.

Dato ⇒	970618	970704	970804	970909	971009
<b>Gruppe</b>	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Arter</b>					
Katablepharis ovalis	3.1	4.0	9.1	0.5	1.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	16.7	25.4	22.9	10.4	18.2
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0.3	0.8	2.5	.	0.6
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	0.2	.	.	.
<b>Sum</b>	25.5	38.0	49.8	11.7	32.4
<b>Dinophyceae</b> (fureflagellater)					
Gymnodinium cf.lacustre	.	4.6	5.6	1.0	2.1
Gymnodinium cf.uberrimum	1.6	1.8	2.0	.	.
Gymnodinium helveticum	.	.	.	.	2.0
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0.7	1.0	2.2	.	0.7
Peridinium sp. (l=15-17)	.	1.0	.	.	0.7
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1.1	.	4.5	12.6	2.2
Ubest.dinoflagellat	0.5	1.4	2.0	.	0.4
<b>Sum</b>	3.9	9.8	16.2	13.6	8.1
<b>My-alger</b>					
My-alger	7.7	11.0	10.4	8.5	12.1
<b>Total sum</b> (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> = mg våtvekt/m <sup>3</sup> )	339.3	160.2	161.7	157.5	176.8

**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3782-98

ISBN 82-577-3355-5