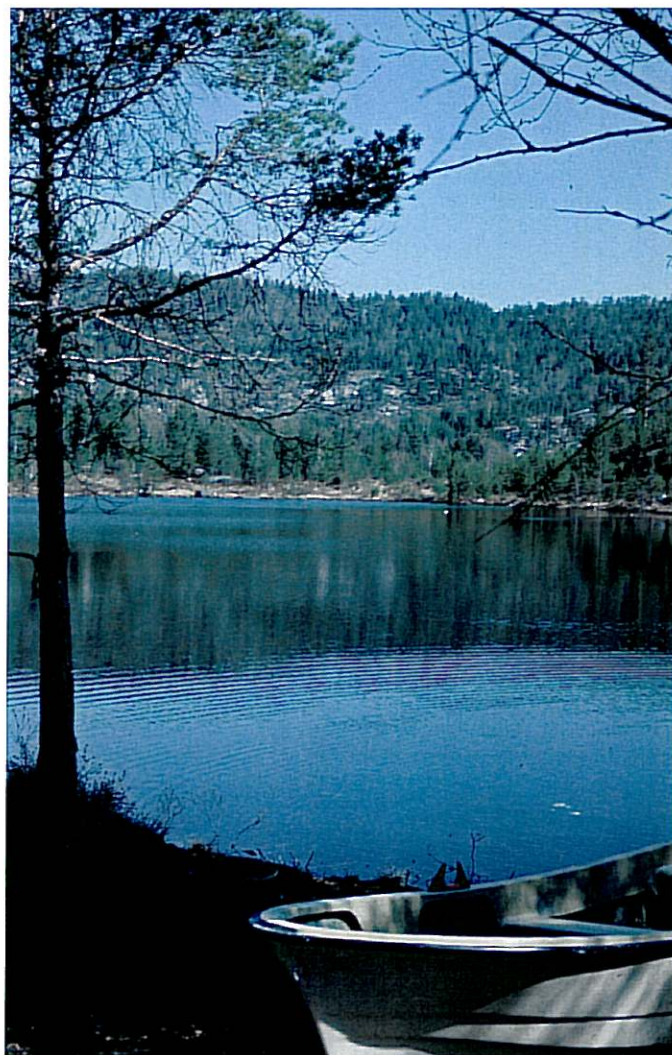


RAPPORT LNR 4046-99

## **Store Finntjenn i Aust-Agder.**

Vannkjemisk og biologisk utvikling  
i løpet av 15 år med kalking.



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

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

**Akvaplan-NIVA A/S**

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

Tittel Store Finntjenn i Aust-Agder. Vannkjemisk og biologisk utvikling i løpet av 15 år med kalking.  <i>(Store Finntjenn in Aust-Agder county. Chemical and biological development during 15 years of liming).</i>	Løpenr. (for bestilling)	Dato	
	4046-99	Juni 1999	
Forfatter(e) Kaste, Ø., Brettum, P., Håvardstun, J., Kleiven, E., Kroglund, F., Oug, E. & Walseng, B (NINA).	Prosjektnr. Undernr.	Sider	Pris
	O-96028/E-88411	74	kr 100,-
	Fagområde	Distribusjon	
	Kalking		
	Geografisk område	Trykket	
	Aust-Agder	NIVA	

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Direktoratet for naturforvaltning, Norsk institutt for vannforskning	

**Sammendrag**

Store Finntjenn er undersøkt kjemisk og biologisk siden 1980 og kalket regelmessig siden høsten 1981. Målet med kalkingen har vært å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for abborbestanden i innsjøen. Rapporten inneholder en sammenstilling av de kjemiske og biologiske dataene fra perioden 1980-1996, for å dokumentere eventuelle langtidseffekter av kalking både på vannkjemi og på innsjøens økosystem.

I de første årene etter kalkingen kunne det registreres et midlertidig oppsving i biomassen av både planteplankton og bunndyr, sannsynligvis pga. økt mikrobiell omsetning av akkumulert organisk materiale. De biotiske samfunnene i innsjøen har beveget seg i retning av et naturlig, uforurett samfunn, men uten helt å oppnå den stabilitet og artssammensetning som kjennetegner disse systemene.

Relativt store svingninger i forekomst/tetthet av ulike organismegrupper, antyder at innsjø-økosystemet fremdeles ikke er intakt, men fortsatt preget av tidvis ikke-optimal vannkvalitet. Stabilisering av vannkvaliteten gjennom året er viktig for å kunne oppnå økologisk balanse i et kalket innsjøsystem. I Store Finntjenn anbefales det derfor at en fortsetter med kalking hvert år, slik som det er praktisert siden 1995.

Fire norske emneord 1. Vassdrag 2. Vannkvalitet 3. Kommunalt avløpsvann 4. Overvåking	Fire engelske emneord 1. Watercourse 2. Water quality 3. Municipal wastewater 4. Monitoring
---	---

  
Øyvind Kaste  
Prosjektleder

  
Brit Lisa Skjelkvåle  
Forskningsleder

  
Nils Roar Sæthun  
Forsknings sjef

ISBN 82-577-3648-1

## **Store Finntjenn i Aust-Agder**

Vannkjemisk og biologisk utvikling i løpet av 15 år  
med kalking

## Forord

Store Finntjenn har vært gjenstand for vannundersøkelser siden den i 1980 (blant flere innsjøer i Gjerstad-området) ble valgt ut som studieområde for Universitetet i Oslo. Innsjøen ble kalket i 1981, og er med dette et av de eldste kalkingsprosjektene i Norge. Forskningsaktiviteten var spesielt stor i perioden 1980-1983, da innsjøen også hadde en sentral rolle innenfor det nasjonale Kalkingsprosjektet. Kalkingen og den kjemiske og biologiske oppfølgingen er siden ivaretatt av DNS kalkingsgruppe (1984-1988) og NIVA (1988 og fram til i dag).

I 1995 og 1996 fikk NIVA midler av DN til å gjennomføre en bred vannkjemisk og biologisk undersøkelse av innsjøen – for å dokumentere endringer i løpet av de 15 årene innsjøen er blitt kalket. Resultatene fra de to årene er foreløpig rapportert i DNS årlige rapportserie ”Kalking av vann og vassdrag”. Datamaterialet fra Store Finntjenn er imidlertid så omfattende at vi har valgt å lage en egen rapport som tar for seg hele perioden 1980-1996.

Rapporten inneholder data fra flere kilder, bla. hovedfagsoppgaver som er utført ved Universitetet i Oslo og prosjekter som er gjennomført i forbindelse med det nasjonale Kalkingsprosjektet. Referanser til de forskjellige arbeidene er gjengitt i teksten, så langt det har vært mulig.

Planteplanktonet er bearbeidet og beskrevet av Pål Brettum, og Eivind Oug har foretatt en statistisk analyse av materialet. Dyreplanktonet fra perioden 1980-1983 er samlet inn og bearbeidet av Anne Skov i forbindelse med et hovedfagsarbeid. Siden er dyreplanktonprøvene samlet inn av NIVA og beskrevet av Bjørn Walseng, NINA. Bunndyrmaterialet fra perioden 1980-1983 er samlet inn og bearbeidet av Frode Kroglund i forbindelse med et hovedfagsarbeid. Siden er bunndyrprøvene samlet inn av DNS Kalkingsgruppe og NIVA. De littorale bunndyrene er bearbeidet av Frode Kroglund og Jarle Håvardstun, mens de profundale bunndyrene er bearbeidet av Gunnar Raddum, UiB. Fiskematerialet fra perioden 1980-1983 er samlet inn og bearbeidet av Arne Linløkken i forbindelse med et hovedfagsarbeid. Siden er fisken samlet inn og bearbeidet av Einar Kleiven (DNS Kalkingsgruppe og NIVA).

Grimstad, juni 1999

  
Øyvind Kaste



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>10</b>
1.1 Bakgrunn og mål	10
1.2 Tidligere undersøkelser	10
1.3 Områdebeskrivelse	10
1.4 Klima	12
1.5 Materiale og metoder	13
<b>2. Vannkjemi</b>	<b>16</b>
2.1 Temperatur og oksygen	16
2.2 Surhet	17
2.3 Organisk stoff og siktedyp	21
2.4 Næringsalter	22
<b>3. Planteplankton</b>	<b>23</b>
3.1 Klorofyll a	23
3.2 Artssammensetning og biomasse	23
<b>4. Kanonisk korrespondanse analyse (CCA) på planteplankton i Store Finntjenn</b>	<b>30</b>
4.1 Metodikk	30
4.2 Resultater	32
<b>5. Dyreplankton</b>	<b>41</b>
5.1 Tidsutvikling	41
5.2 Kommentarer til enkeltarter	42
<b>6. Bunndyr</b>	<b>45</b>
6.1 Littorale bunndyr	45
6.2 Profundale bunndyr (kvantitative bunndyrprøver)	47
<b>7. Fisk</b>	<b>53</b>
<b>8. Sammenfattende diskusjon</b>	<b>55</b>
8.1 Kjemiske og biologiske endringer som følge av kalkingen	55
8.2 Vurdering av kalkingen	57
8.3 Anbefalinger	58

<b>9. Referanser</b>	<b>59</b>
<b>Vedlegg A. Utvalgt litteratur 1983-1996</b>	<b>63</b>
<b>Vedlegg B. Vannkjemi 1995-1996</b>	<b>64</b>
<b>Vedlegg C. Planteplankton 1989-1996</b>	<b>67</b>
<b>Vedlegg D. Dyreplankton 1988-1996</b>	<b>73</b>
<b>Vedlegg E. Bunndyr</b>	<b>74</b>

# Sammendrag

Store Finntjenn er undersøkt kjemisk og biologisk siden 1980 og kalket regelmessig siden høsten 1981. Målet med kalkingen har vært å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for abborbestanden i innsjøen. I tillegg til fisk, er også planteplankton, dyreplankton, littorale og profundale bunndyr i innsjøen undersøkt. Det meste av det biologiske materialet stammer fra to intensivperioder; 1980-83 og 1995-96.

Den varierte og langsiktige innsamlingen av data fra Store Finntjenn gir grunnlag for å studere langtidseffekter av kalking både på vannkjemi og på innsjøens økosystem. Et annet mål med prosjektet har vært å studere kalkingens varighet og kalkutnyttelse ved de moderate kalkdoser og de kalktyper som er brukt. Denne rapporten har som mål å oppsummere den vannkjemiske og biologiske utviklingen i innsjøen i løpet av de 15 årene den er blitt kalket.

## Vannkvalitet

Innsjøkalkingen i september 1981 førte til at kalsiumkonsentrasjonen i overflatevannet økte fra 1,4 mg/L til 2,6 mg/L og pH-verdiene økte fra om lag 5,6 til 6,5. Den alvorligste forsureningsepisoden etter 1981 fant sted i løpet av den nedbørrike vinteren 1987/88, da pH sank til 5,0 eller lavere i hele vannmassen. Episoden førte til omfattende fiskedød våren 1988. Siden har pH-verdiene i innsjøens hovedvannmasser ligget over vannkvalitetsmålet på 5,5, og konsentrasjonene av labilt aluminium har stort sett ligget på et nivå som regnes som ufarlig for innlandsfisk. Om vinteren kan det imidlertid danne seg et surtvannslag rett under isen, med betydelig lavere pH og høyere aluminiums-konsentrasjoner.

## Planteplankton

Artssammensetningen i Store Finntjenn var før kalkingen relativt typisk for små, sure og næringsfattige innsjølokaliteter med noe humøse vannmasser. De første årene etter kalking ble det registrert en kraftig økning i total algebiomasse, sannsynligvis som følge av økt mikrobiell nedbrytning (mineralisering) av akkumulert organisk materiale i innsjøen. I siste halvdel av undersøkelsesperioden har mengden alger vært omtrent på samme nivå som tiden før kalking. På tross av at totalvolumet av alger har variert noe gjennom perioden, har kalkingen først og fremst medført en endring i den mengdemessige forekomsten av ulike arter/grupper.

Multivariat, statistisk analyse av planteplanktonet viser at de viktigste forandringene i algesamfunnets sammensetning kan relateres til kalking og pH, dernest til år. Dette innebærer at det er forskjeller mellom årene som ikke kan direkte knyttes til kalking og pH. Analysen viser at planteplankton-samfunnet endret seg i 1982-83 som følge av kalkingen. I 1989 var det et svært spesielt samfunn med dominante arter som ellers ikke var vanlige i planktonet. Dette er antatt å skyldes den kraftige reforsuringen som fant sted i innsjøen vinteren 1987/88. Året 1990 representerte så et mellomår fram til et forholdsvis stabilt samfunn fra og med 1993.

## Dyreplankton

Tilsammen 10 arter planktoniske krepsdyr er påvist i Store Finntjenn. Med unntak av hoppekrepsen *Diacyclops bicuspidatus* er alle artene vanlige i Sør-Norge. Tre arter er kommet inn etter kalking: Hoppekrepsene *Mixodiaptomus laciniatus*, *Mesocyclops leuckarti* og predatoren *Polyphemus pediculus*. Tre arter kan dominere plankton-samfunnet: vannloppene *Holopedium gibberum* og *Ceriodaphnia quadrangula*, samt hoppekrepsen *Cyclops scutifer*. Det er noe overraskende at hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* ikke er påvist og at vannloppen *Bosmina longispina* ikke er dominant i Store Finntjenn. Disse artene dominerer ofte planktonet i innsjøer på Sørlandet.

### Bunndyr

Det var klare tendenser til tetthetsøkning innen littoralfaunaen etter kalkingen i 1981. I første omgang var det detritusspisende grupper (børstemark, ertemuslinger, døgnfluer og fjærmygg) som viste kraftigst økning. I perioden 1988 til 1991 ble det registrert en reduksjon i forekomst av de fleste gruppene, mens forekomsten av døgnfluer økte i 1991. De relativt store svingningene i forekomst/tetthet antyder at innsjø-økosystemet ikke er intakt, men fortsatt preget av forursingsskader. I hvilken grad mangelen på stabilitet skyldes predasjon fra abbor, eller svigninger i littoralvannkvaliteten er ikke kjent.

Det synes å ha vært en økning i totalt antall dyr i bløtbunnsprøvene fra Store Finntjenn i perioden 1980-1995. De fleste av de undersøkte dyregruppene har fått økt tetthet etter kalking. En mulig årsak til dette er at kalkingen har ført til økt omsetning av dødt organisk materiale på sedimentoverflaten. Dominerende profundale grupper var fjærmygg, rundormer, børstemark og svevemygg.

### Fisk

Store Finntjenn hadde i 1980 en sterkt forgubbet abborbestand, som imidlertid hadde vellykket reproduksjon våren 1981. Regelmessig kalking siden høsten 1981 førte til at rekrutteringen kom i gang igjen, og i 1989 hadde abborbestanden et relativt bredt aldersspekter (1+ - 7+). Etter forursingsepisoden i 1988 bygde bestanden seg opp på ny med et tilsvarende bredt aldersspekter (0+ - 8+). Episoden i 1988 underbygger at det var forursing som var årsaken til den skeive aldersfordelingen som prøvefisket i 1980 viste.

### Vurdering av kalkingen

Med den relativt korte oppholdstiden for vannet i Store Finntjenn (drøyt 5 mnd) er det ikke mulig å holde en stabil vannkvalitet gjennom året, selv om innsjøen kalkes hvert år. Under slike forhold kan det oppstå stress på vannlevende organismer som oppholder seg i den øvre strandsonen.

Abboren ser ut til å være den organismegruppen som har reagert mest positivt på kalkingen. Effektene på mindre organismer som plankton og bunndyr ser ut til å kunne deles opp i korttidseffekter og langtidseffekter: I de første årene etter kalkingen kunne det registreres et midlertidig oppsving i biomassen av både planteplankton og bunndyr, sannsynligvis pga. økt mikrobiell omsetning av akkumulert organisk materiale. Etterhvert avtok denne effekten, slik at biomassen av de ulike organismene stabiliserte seg omtrent på nivået som var før kalking.

Det har skjedd en rekke kvalitative og kvantitative endringer innenfor de ulike organismegruppene, som en antar har sammenheng med kalkingen. Den multivariate analysen som ble gjennomført på planteplanktonsamfunnet viste at den kvantitative sammensetningen endret seg raskt etter kalking, men pga. kort generasjonstid reagerte også samfunnet raskt på episoder med reforsuring. Forsuringsepisoden vinteren 1987/1988 førte til utvikling av et svært spesielt sammensatt planteplanktonsamfunn. Analysen viste imidlertid en tydelig stabilisering av samfunnet utover på 1990-tallet, sannsynligvis pga. en jevnere vannkvalitet og at biotiske interaksjoner har fått pågå over lengre tid.

De biotiske samfunnene i innsjøen har beveget seg i retning av et naturlig, uforsuret samfunn, men uten helt å oppnå den stabilitet og artssammensetning som kjennetegner disse systemene. Relativt store svigninger i forekomst/tetthet av ulike organismegrupper som for eksempel bunndyrene, antyder at innsjø-økosystemet fremdeles ikke er intakt, men fortsatt preget av tidvis ikke-optimal vannkvalitet.

### Anbefalinger

Stabilisering av vannkvaliteten gjennom året er viktig for å kunne oppnå økologisk balanse i et kalket innsjøsystem. I Store Finntjenn anbefales det derfor at en fortsetter med kalking hvert år, slik som det er praktisert siden 1995. Etterhvert som den generelle vannkvaliteten forbedres som følge av redusert svovelnedfall, kan en sannsynligvis gå gradvis ned på kalkdosene. Dette forutsetter imidlertid at det gjennomføres regelmessige vannkjemiske kontrollundersøkelser i innsjøen.

Resultatene fra Store Finntjenn understreker betydningen av kjemiske og biologiske langtidsserier. Biogeokjemiske responser kan ofte deles opp i korttids- og langtidseffekter, og det tar derfor lang tid før økosystemet kommer i ny likevekt etter et kalkingstiltak. Langtidsseriene fra Store Finntjenn er derfor svært verdifulle og bør suppleres med en bred biologisk undersøkelse hvert 5. år, for å dokumentere fortsatte økologiske endringer som følge av kalking og redusert svovelnedfall.

## Summary

Title: Store Finntjenn in Aust-Agder county. Chemical and biological development during 15 years of liming.

Year: 1999

Authors: Kaste, Ø., Brettum, P., Håvardstun, J., Kleiven, E., Kroglund, F., Oug, E. & Walseng, B (NINA).

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3648-1

Lake Store Finntjenn has been limed since 1981, and chemical and biological investigations have taken place since 1980. The aim of the liming project has been to ensure acceptable water quality for the perch stock, which was threatened by acidification. This report includes chemical and biological data from 1980-1996, and attempts to summarise long-term liming effects on the lake ecosystem.

During the first years after liming (1982-83) there was a temporary increase in biomass of phytoplankton and bottom fauna, probably caused by increased microbial recycling of accumulated organic material. Since then, the aquatic community has developed in the direction of a more natural, non-acidified ecosystem – however, without entirely reaching the stability and species composition characterising such systems.

Relatively large variation in occurrence/density of different groups of organisms still indicate an instability in the lake ecosystem, which probably is caused by periods with sub-optimal water quality. To stabilise water quality as much as possible, we recommend a continuing of the yearly liming which has been practised since 1995.



# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn og mål

Undersøkelsene av Store Finntjenn ble startet av Universitetet i Oslo, biologisk institutt i april 1980. Vannet ble første gang kalket 9. juni 1981 ved at 1750 kg kalksteinsmel ble spredt over et 434 m<sup>2</sup> stort utstrømningsområde ved den nord-østre delen av innsjøen. Den 4. september 1981 ble innsjøen for første gang kalket direkte på overflaten, med 500 kg kalksteinsmel. Siden er den kalket årlig, eller hvert annet år (**Tabell 4**). Målet med kalkingen har vært å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for en selvreproduserende og stedegen abborbestand i innsjøen. For å oppnå dette, er det forutsatt at pH i hele vannmassen ikke skal være lavere enn 5,5.

Fram til 1983 ble vannkjemi, planteplankton, dyreplankton, littorale og profundale bunndyr, samt abborsamfunnet undersøkt i forbindelse med det nasjonale Kalkingsprosjektet, samt diverse hovedfagsoppgaver ved Universitetet i Oslo. Deretter ble programmet redusert til kun vannkjemiske undersøkelser og fiskeregistreringer. Et unntak var perioden 1989 til 1991, da også planteplankton og littorale bunndyr ble inkludert i undersøkelsesprogrammet. Etter at det i 1993 og 1994 kun ble tatt prøver til vannkjemisk analyse ble det i 1995 og 1996 gjennomført et utvidet undersøkelsesprogram med mange av de samme økologiske gruppene som ble undersøkt i perioden 1980-1983.

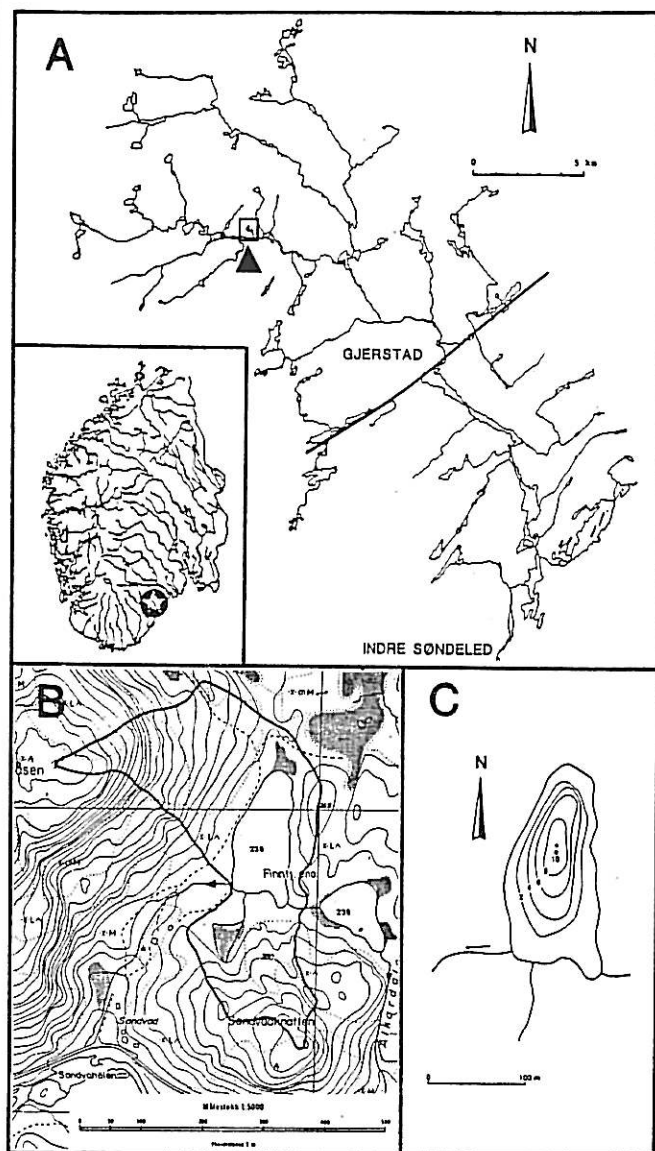
Den varierte og langsiktige innsamlingen av data fra Store Finntjenn gir grunnlag for å studere langtidseffekter av kalking både på vannkjemi og på innsjøens økosystem. Et annet mål med prosjektet har vært å studere kalkingens varighet og kalkutnyttelse ved de moderate kalkdoser og de kalktyper som er brukt. Denne rapporten har som mål å oppsummere den vannkjemiske og biologiske utviklingen i innsjøen i løpet av de 15 årene den er blitt kalket.

## 1.2 Tidligere undersøkelser

Gjerstadvassdraget er godt undersøkt, særlig i løpet av 1970-tallet og første halvdel av 1980-tallet. Jens Petter Nilssen (UiO) bidro sterkt til dette gjennom egne rapporter og vitenskapelige publikasjoner, og som initiativtaker for valg av Gjerstadvassdraget som studieområde for hovedfagsstudenter. Det ble i perioden 1980-1985 gjennomført en rekke hovedfagsoppgaver i området, bl.a. innenfor fagfeltene dyreplankton, bunndyr og fisk. En oversikt over igangsatte oppgaver pr. 1983 er gitt i Hindar & Nilssen (1983). Denne rapporten gir også en omfattende oversikt over litteratur fra Gjerstadvassdraget tom. 1983. Et utvalg av aktuelle publikasjoner fra Store Finntjenn etter 1983 er gitt i **Vedlegg A**.

## 1.3 Områdebeskrivelse

Store Finntjenn er et lite skogsvann som ligger 236 m over havet, i den øvre delen av Gjerstadvassdraget i Aust-Agder. Området består av grunnfjell (Telemarksformasjonen) med ulike typer granitt (Maijer & Padget 1987). Nedbørfeltet består av et tynt, usammenhengede morenedekke med podsolprofil. Oppstikkende koller består for det meste av bart fjell. I nord- og sørenden av innsjøen er det myr. Marin grense i området ligger på ca. 110 moh (I.J. Janssen, A.Agder Fylkeskartkontor, per. medd.). Boniteten er for det meste lav, og skogen er dominert av furu med mindre forekomster av bjørk, osp og gran. Nedbørfelt er vist i **Figur 1**, og de viktigste hydrologiske og morfometriske data for innsjøen er vist i **Tabell 1**.



**Figur 1.** Store Finntjenn - beliggenhet, nedbørfelt og dybdeforhold (fra Kleiven *et al.* 1989).

**Tabell 1.** Nøkkeldata

Vassdragsnr, fylke:	018 3Z (Gjerstadvassdraget), Aust-Agder
Kartreferanse, utløp innsjø:	4929-65326, kartblad 1612 I
Høyde over havet	236 m
Nedbørfeltareal	10,6 ha
Middelvannføring, utløp	3,4 L/sek
Overflateareal	1,6 ha
Middeldyp	3,0 m
Maks dyp	9,5 m
Innsjøvolum	48000 m <sup>3</sup>
Teoretisk oppholdstid	0,45 år

Området ligger i en region av landet som er sterkt påvirket av langtransportert forurenset luft og nedbør. Langtidsutviklingen i forurensingssituasjonen i området er godt dokumentert gjennom SFTs overvåkingsprogram for langtransporterte forurensninger (SFT 1997), hvor bl.a. Gjerstadvassdraget er med som en av overvåkingselvene. pH-verdiene i Gjerstadvassdraget har økt de siste årene, dels pga. kalking og dels pga. redusert svovelinnhold i nedbøren. Overvåkingsresultatene fra perioden 1980-1997 viser av svovelinnholdet i nedbøren over Sør-Norge har avtatt med 40-60% (SFT 1998).

Tryte eller abbor (*Perca fluviatilis*) er den eneste fiskearten i Store Finntjenn (Kleiven *et al.* 1989). Da undersøkelsene startet i 1980 var Store Finntjenn forsuret og hadde en forgubbet abborbestand, nesten utelukkende bestående av 1973-årsklassen.

## 1.4 Klima

Nedbør- og temperaturforhold i perioden 1980-1996 er beskrevet i **Tabell 2** og **Tabell 3**.

**Tabell 2.** Månedsnedbør i perioden 1980-1996 på meteorologisk stasjon Vegårshei-Spilling, omlag 20 km SV for Store Finntjenn (DNMI 1997).

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	Året
1980	79	47	54	14	47	130	128	106	104	167	47	65	988
1981	11	18	104	4	81	91	158	8	276	210	134	56	1151
1982	37	39	155	19	165	35	38	101	159	233	195	130	1306
1983	54	109	135	89	259	50	30	21	224	134	16	44	1165
1984	143	79	51	22	87	60	71	67	204	294	214	198	1490
1985	53	20	167	104	42	38	142	240	101	51	91	119	1168
1986	103	6	114	61	110	90	47	260	9	163	121	154	1238
1987	37	39	179	38	83	127	103	179	106	409	139	32	1471
1988	281	195	167	68	30	22	278	199	172	138	33	90	1673
1989	12	116	115	131	17	44	15	83	36	145	191	82	987
1990	198	205	28	68	20	96	181	115	196	207	69	138	1521
1991	145	45	120	53	2	125	51	32	123	135	203	32	1066
1992	21	23	90	59	54	5	92	192	84	124	185	140	1069
1993	121	34	16	57	45	44	71	83	62	129	198	164	1024
1994	134	91	80	134	25	41	25	240	241	133	69	163	1376
1995	185	144	163	34	88	172	42	9	291	75	38	35	1276
1996	121	79	7	9	121	40	39	123	133	105	121	94	992
Norm	108	72	86	65	89	76	105	113	141	168	140	97	1260

**Tabell 3.** Temperatur (månedsmidler) i perioden 1980-1996 på meteorologisk stasjon Nelaug, omlag 35 km SV for Store Finntjenn (DNMI 1997).

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
1980	-6,9	-7,3	-2,3	5,0	11,2	14,3	15,9	14,1	11,5	4,5	-0,3	0,5
1981	-2,1	-2,4	-1,6	4,3	11,2	12,4	15,0	14,7	11,7	5,4	2,3	-9,5
1982	-7,8	-2,8	2,2	5,3	9,4	13,6	17,0	15,0	11,4	6,6	3,2	-0,6
1983	2,3	-4,8	1,4	4,5	8,5	13,8	17,6	16,7	10,9	7,6	2,0	0,2
1984	-3,9	-3,1	-1,7	4,5	10,9	14,2	16,0	15,8	9,6	8,2	3,9	1,3
1985	-9,1	-7,1	-0,4	2,4	10,3	13,2	15,3	13,9	9,5	8,1	-1,5	-4,7
1986	-6,6	-9,1	0,5	1,9	9,4	15,1	15,8	12,4	9,1	7,4	4,8	-1,1
1987	-9,7	-3,6	-3,9	5,0	8,9	11,6	15,4	12,7	9,7	7,4	1,6	-0,6
1988	0,5	-0,7	-1,4	3,0	11,0	17,4	15,2	14,6	12,2	5,9	1,2	-0,3
1989	4,8	3,1	3,5	4,7	11,1	14,4	17,3	14,3	11,7	7,4	3,1	-1,2
1990	2,5	4,2	5,1	6,5	12,4	14,3		15,9	10,0	6,8	0,8	-0,1
1991	-1,5	-3,7	2,1	5,1	10,3	10,9	17,7	16,5	11,8	6,1	3,3	1,6
1992	1,0	1,5	2,9	4,3	12,7	17,0	15,7	13,5	10,9	3,6	1,5	0,4
1993	0,1	1,0	1,7	5,6	12,2	13,5	14,3	12,9	8,8	4,9	-0,8	-2,7
1994	-2,4	-7,2	0,3	4,8	10,0	13,2	19,1	15,4	9,8	5,9	3,4	1,3
1995	-1,6	0,9	1,6	4,5	9,0	14,4	16,3	17,9	10,8	9,2	1,3	-6,2
1996	-4,7	-6,2	-1,4	4,6	7,8	14,1	15,4	16,7	10,0	7,8	1,6	-5,1
Norm	-3,7	-3,4	0,0	3,9	9,7	14,1	15,5	14,5	10,5	6,7	1,6	-1,9

## 1.5 Materiale og metoder

### Kalking

Store Finntjenn er kalket ved hjelp ulike kalktyper og spredningsteknikker siden 1981 (**Tabell 4**). Bortsett fra den første kalkingen i juni 1981, som ble foretatt på en myr i nordenden av innsjøen, er det blitt kalket fra båt. Kalken er vanligvis blitt spredd tørt på vannoverflaten, med unntak av perioden 1988-1993 da den ble blandet med vann før spredning. Det er kalket med et intervall på 1-2 år i hele perioden, vanligvis tidlig i mai.

**Tabell 4.** Kalking i Store Finntjenn, 1981-1996.

Dato	Mengde kilo	Produkt	Kornfordeling ( $\mu\text{m}$ )			% $\text{CaCO}_3$
			90% <	50% <	20% <	
Jun 81*	1750	Kalksteinsmel	64	12	2	77
Sep 81	500	Kalksteinsmel	64	12	2	77
Mai 83	500	Kalksteinsmel	64	12	2	77
Mai 84	435	Krittmel	7	2		92
Mai 86	430	Filler	32	9		93
Mai 88	560	Kalksteinsmel	400	90	17	77
Mai 89	560	Kalksteinsmel	400	90	17	77
Mai 91	560	Kalksteinsmel	400	90	17	77
Mai 93	680	Kalksteinsmel	400	90	17	77
Mai 95	360	Kalksteinsmel	68	11	3	85
Mai 96	360	Kalksteinsmel	68	11	3	86

\* Myrkalking

Vannkjemi

Prøver for vannkjemisk analyse er vanligvis tatt fra 1, 3, 5, 7 og 9 meters dyp. Feltarbeidet i perioden 1980-1983 er foretatt av personell fra Kalkingsprosjektet, zoologisk institutt ved UiO og Fiskeforskningen, Ås. Siden er feltarbeidet utført av NIVA. Parameterutvalg og prøvetakingsfrekvens har variert noe gjennom prosjektperioden. Størst omfang og intensitet har det vært i perioden 1980-1983 og 1995 og 1996. Det ble imidlertid også tatt jevnlig vannprøver fra innsjøen i perioden 1984-1994 (**Tabell 5**). De kjemiske analysene er foretatt etter standard metoder ved Fiskeforskningen på Ås, NIVA og ved Agderforskning-Teknikk (senere KM-lab). Siktedyp, farge og temperaturgradienter er målt i felt.

**Tabell 5.** Prøvetakingsprogram i Store Finntjenn i perioden 1980-1996.

	Vannkjemi	Planteplankton (kvantitativt)	Dyreplankton (kvalitativt)	Littotal fauna (kvalitativt)	Profundal fauna (kvantitativt)	Prøvefiske
1980	x	x	x	x	x	x
1981	x	x	x	x	x	x
1982	x	x	x	x	x	x
1983	x	x	x	x	x	x
1984	x					x
1985	x					x
1986	x					x
1987	x					x
1988	x		x			x
1989	x	x	x	x		x
1990	x	x		x		x
1991	x	x	x	x		x
1992	x	x				x
1993	x	x				x
1994	x	x				x
1995	x	x	x	x	x	x
1996	x	x	x	x	x	x

Planteplankton

Prøver for kvantitativ analyse av planteplankton er samlet fra Store Finntjenn i årene 1980-83 og i årene 1989-96. Ingen prøver ble samlet inn fra årene mellom disse to periodene. Fram til 1994 er det analysert på blandprøver fra dypene 1, 3, 5 og 7 meter (før telling ble det laget en blandprøve av likt volum fra hver av flaskene). I 1995 og 1996 ble det analysert på blandprøver fra 1 og 3 meter. Prøvene er konservert med Lugols løsning. Alle prøvene er bearbeidet ved hjelp av "sedimenteringsmetoden" og etterfølgende analyse i omvendt mikroskop (Utermöhl 1958, Olrik *et al.* 1998). Volumberegningene er gjennomført i henhold til metoder beskrevet av Brettum (1984) og Olrik *et al.* (1998).

Dyreplankton

Ved prøvetakingen i 1988-1996 (**Tabell 6**) er det i hovedtrekk benyttet samme prøvetakingsstrategi som i perioden 1980-1982 (Skov 1985). De kvalitative prøvene består av vertikale håvtrekk (maskevidde: 90 µm) fra 7 meters dyp til overflaten. I 1989 ble det i tillegg foretatt håvtrekk med grovere maskevidde (225 µm). Ved optellingen ble nauplier samt copepodittstadium I og II telt i prøvene med den fineste maskevidden, mens den øvrige optellingen er basert på prøvene tatt med

grovest maskevidde. De kvantitative prøvene (foreløpig ikke bearbeidet) er hentet med en 10 liters Schindlerhenter fra 1, 3, 5 og 7 meters dyp.

**Tabell 6.** Prøvetaking av dyreplankton 1988-1996.

	Ant. datoer	Kvalitative håvtrekk (0-7 m)		Kvantitative prøver 1, 3, 5 og 7 meter
		90 µm håv	225 µm håv	
1988	4	x		x
1989	5	x	x	
1991	2	x		
1995	5	x		x
1996	4	x		x

#### Littoral og profundal fauna (bunndyr)

De littorale makrovertebratene ble samlet inn med stangsil/rotehåv (maskevidde 224µm) fra land på to faste lokaliteter i innsjøen. Stangsila føres inn i littoralvegetasjonen, og ristes kraftig opp og ned. Innholdet i silen tømmes over i en bøtte. 10 slike "slag" utgjør 1 prøve. Prøvene konserveres på sprit, sorteres og telles under lupe.

Det ble tatt kvantitative bunnprøver for undersøkelse av profundalfauna i oktober 95 på 0.5 , 2, 5 og 9 meters dyp.

#### Fisk

Prøvefisket i Store Finntjenn er blitt gjennomført med standard SNSF fleromfarsgarn (10-52 mm) (jfr. Rosseland *et al.* 1979). Et unntak var 1981, da det ble benyttet 2 garn med maskevidde 22 mm i mai og 1 garn med maskevidde 22 mm i september som tillegg til fleromfarsgarn (Kleiven *et al.* 1989). Fangsttinningsantallet (antall garn/garnnetter) og fangsttidspunkt har variert noe fra år til år, slik at resultatene ikke er direkte sammenlignbare. Følgene registreringer/prøvetaking er gjort: Lengde, vekt, kjønn, stadium, fett, et utvalg mageprøver og kjøttprøver for kvikksølvanalyse. Ernæringa ble således undersøkt vår, sommer og høst i tidsrommet 1980-1983 og i 1987. Fisken ble delt inn i tre lengdegrupper; <10 cm (I), 10-15 cm (II) og >15 cm (III). For aldersbestemmelse er det tatt gjellelokk og etter 1983-1984 også øresteiner. Tilbakeberegnet vekst er regnet ut fra årringene på gjellelokket. Nærmere detaljer om metodene finnes i Kleiven *et al.* (1989).

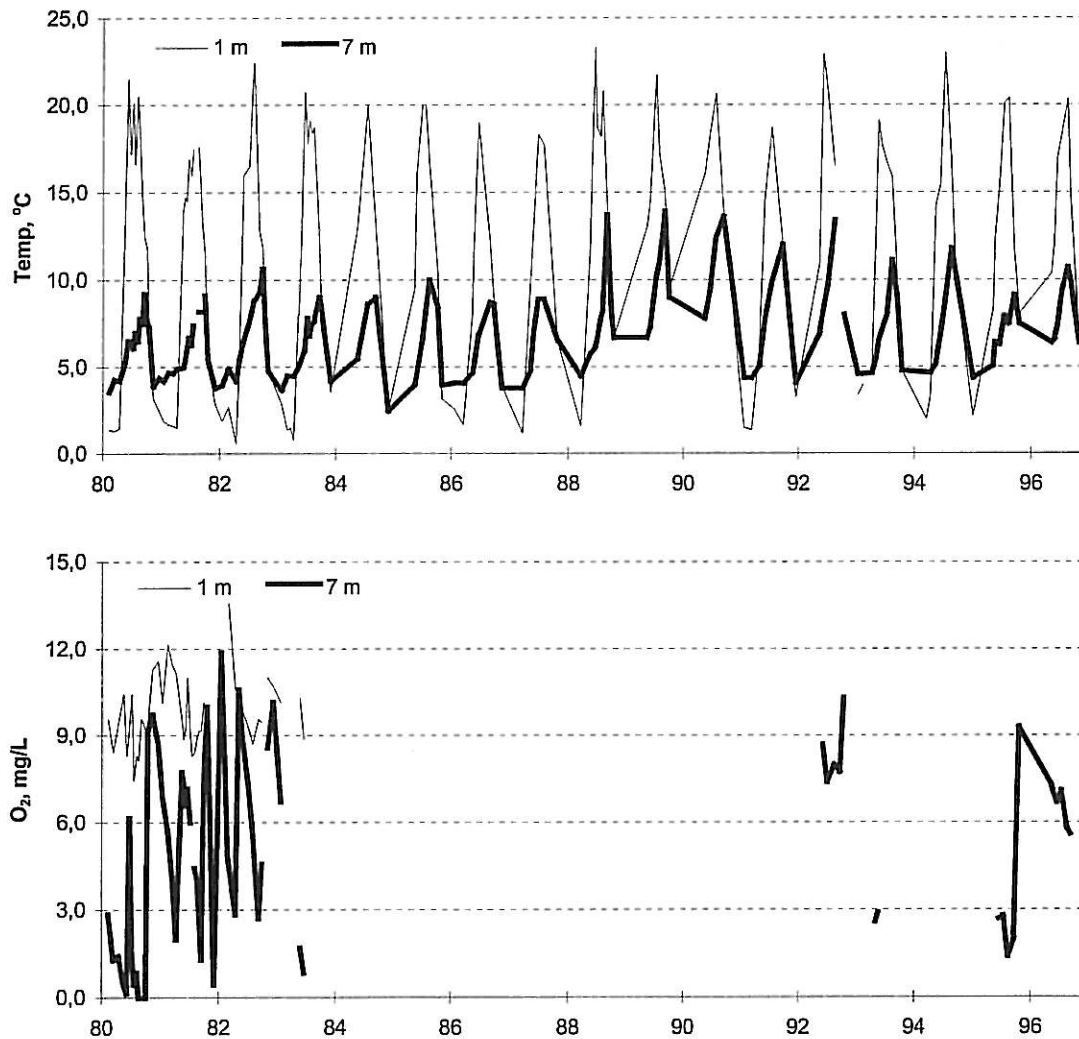


## 2. Vannkjemi

### 2.1 Temperatur og oksygen

Store Finntjenn har en tydelig temperatursjiktning sommer og vinter (**Figur 2**). Overflatevannet i innsjøen varmes ofte opp til over 20°C om sommeren, mens bunnvannstemperaturen (7 meter) vanligvis ligger under 10°C. Etter varme somrer kan temperaturen i bunnvannet stige opp til 13-14°C i forbindelse med at termoklinen presses nedover i vannmassen om høsten. Innsjøen sirkulerer hver høst, men vårfullsirkulasjonen kan utebli enkelte år pga. rask oppvarming av overflatevannet etter at isen er smeltet.

Det foreligger oksygendata fra perioden 1980-1983 (overflatevann og bunnvann) og sporadisk fra 1992-1996 (kun bunnvann) (**Figur 2**). På grunn av at innsjøen inneholder en god del humus (~ 4 mg TOC/L) som medfører oksygenforbruk, oppnås det sjelden full oksygenmetning i overflatevannet over lengre perioder. Under sommerstagnasjonen fører nedbrytning av organisk materiale til at bunnvannet enkelte år kan bli helt oksygenfritt. Dette ble bl.a. dokumentert i 1980 og 1983 (på 9 meters dyp).



**Figur 2.** Temperatur og oksygen på 1 og 7 meters dyp i Store Finntjenn 1980-1996.

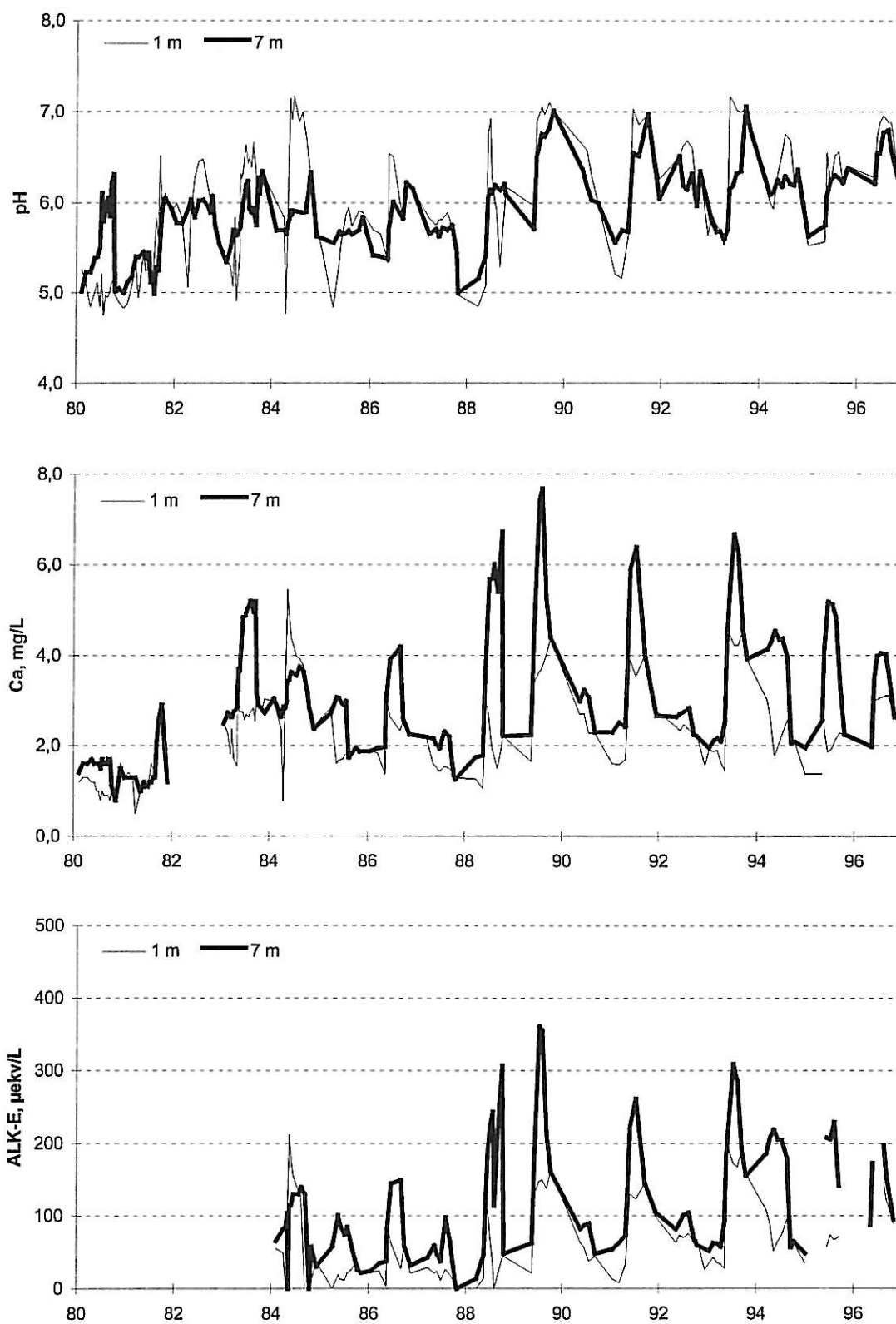
## 2.2 Surhet

Middelkonsentrasjonen av sulfat i overflatevannet har avtatt fra 4,4 mg/L i perioden 1980-1981 til 3,1 i perioden 1995-1996 (Tabell 7). Dette er i tråd med de reduksjonene som er registrert på regionalt nivå de siste 5-10 årene (SFT 1998). I Store Finntjenn er det imidlertid kalkingen som har medført de største vannkjemiske endringene siden 1980.

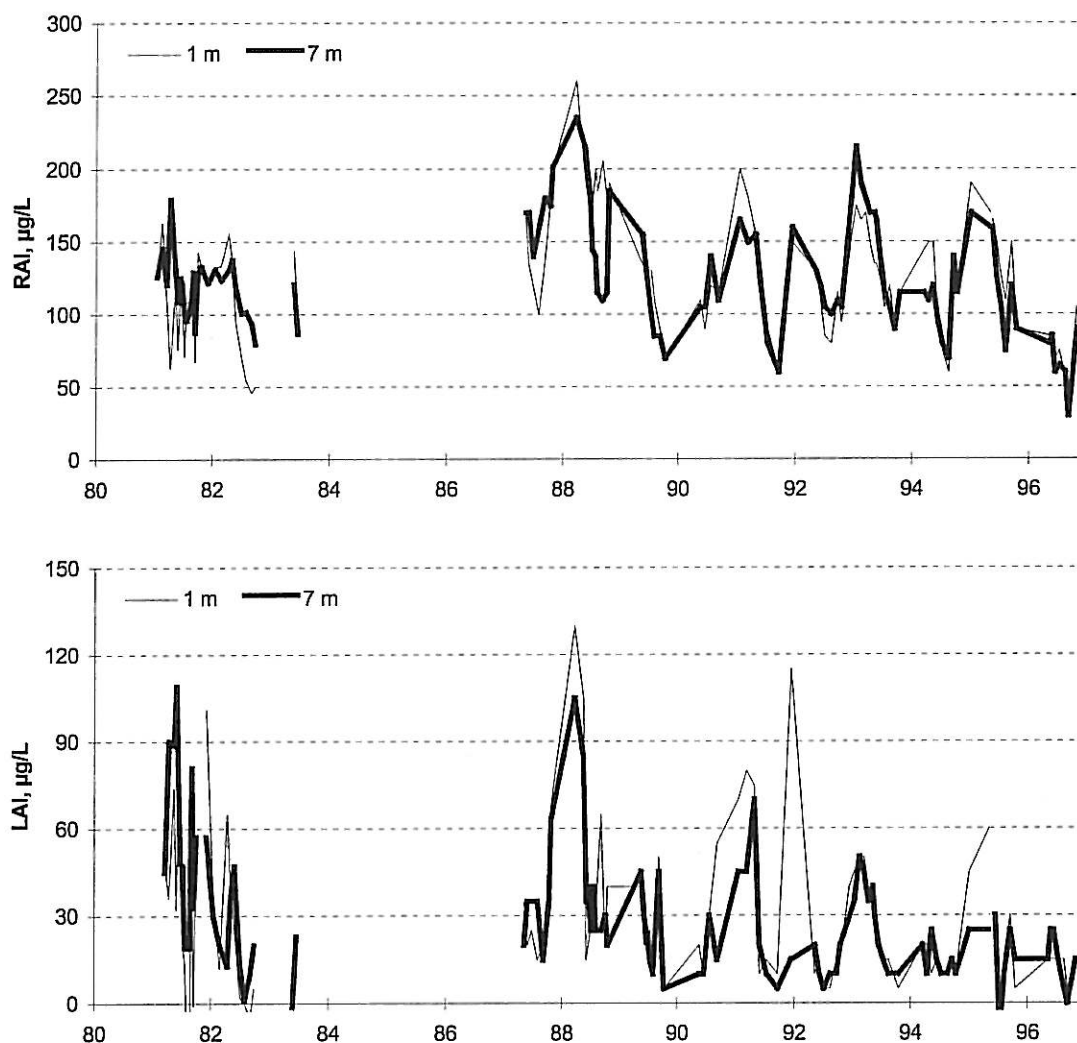
Myrkalkingen som ble gjennomført i juni 1981 gav kun mindre effekter på vannkjemien i innsjøen de tre første månedene. En liten pH-økning i overflatevannet utover sommeren (fra 5,2 til 5,8) kan muligens skyldes dette tiltaket (kalsiumkonsentrasjonen økte fra 1,0 til maks 1,6 mg/L) (Figur 3). Innsjøkalkingen i september samme år førte til at kalsiumkonsentrasjonen i overflatevannet økte fra 1,4 mg/L til 2,6 mg/L og pH-verdiene økte fra om lag 5,6 til 6,5. Konsentrasjonene av reaktivt og labilt aluminium avtok umiddelbart i forbindelse med kalkingen hhv. fra 120 til 70 µg/L og fra 60 til 0 µg/L (rett etter kalkingen) (Figur 4).

**Tabell 7.** Årsmiddelverdier med standardavvik for kjemiske parametre i Store Finntjenn 1980-1996.

	pH	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	Cl mg/L	SO <sub>4</sub> mg/L	RAI µg/L	LAI µg/L	Tot-N µg/L	Tot-P µg/L
<b>Overflatevann, 1 m:</b>											
Før kalking, 1980-81											
Middel	5,20	1,1	0,26	1,08	0,26	1,6	4,4	103	45	337	11
SD	0,27	0,2	0,03	0,17	0,18	0,5	0,9	20	24	120	10
N	20	20	20	20	20	18	18	7	7	16	18
Etter kalking, 1981-83											
Middel	6,25	2,7	0,29	1,42	0,31	1,5	5,8	99	21	355	12
SD	0,27	0,3	0,01	0,51	0,06	0,3	1,7	33	22	44	1
N	24	17	3	3	3	3	3	11	10	3	3
Etter kalking, 1995-96											
Middel	6,50	2,4	0,23	1,28	0,18	1,9	3,1	103	18	305	4
SD	0,37	0,5	0,03	0,25	0,03	0,4	1,0	43	15	86	1
N	14	14	12	12	12	12	12	13	12	12	12
<b>Bunnvann, 7 m:</b>											
Før kalking, 1980-81											
Middel	5,55	1,4	0,30	1,15	0,26	1,7	4,0	113	57	532	11
SD	0,40	0,3	0,03	0,11	0,08	0,4	0,6	13	33	208	7
N	20	20	20	20	20	17	17	9	9	17	18
Etter kalking, 1981-83											
Middel	5,96	3,9	0,29	1,45	0,32	1,5	5,6	106	25	361	12
SD	0,19	1,1	0,02	0,53	0,06	0,4	1,4	22	16	4	1
N	24	17	3	3	3	3	3	14	13	2	3
Etter kalking, 1995-96											
Middel	6,36	3,9	0,25	1,25	0,18	1,9	2,9	92	17	331	6
SD	0,28	1,1	0,03	0,07	0,02	0,2	0,5	39	9	109	3
N	14	14	12	12	12	12	12	13	12	12	11



Figur 3. pH, kalsium og alkalitet på 1 og 7 meters dyp i Store Finntjenn 1980-1996.

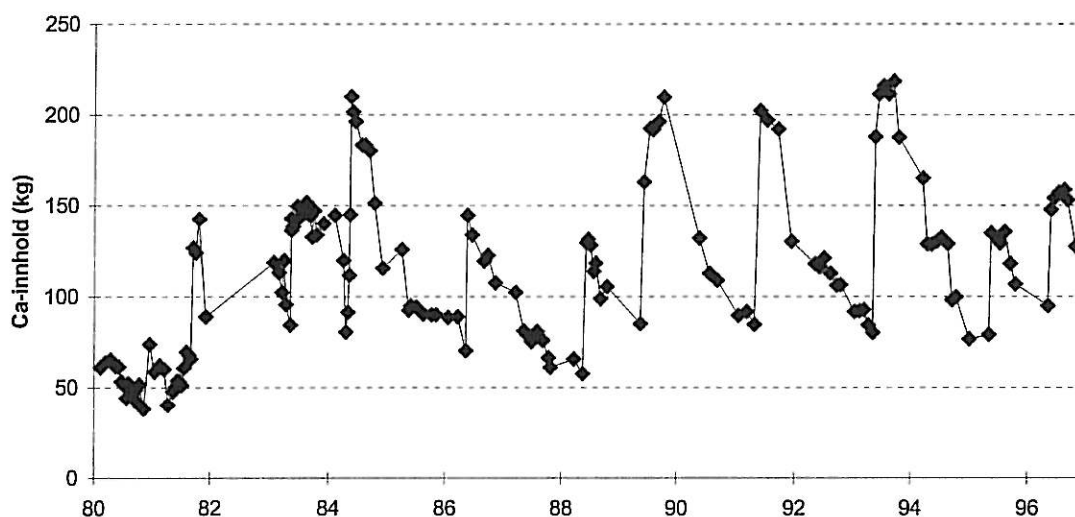


**Figur 4.** Reaktivt og labilt aluminium på 1 og 7 meters dyp i Store Finntjenn 1980-1996.

Innsjøen er siden kalket med ett eller to års mellomrom. Dette kommer klarest fram i **Figur 5**. Momentanoppløsningen ved omkalkingene har ligget mellom 40 og 70% (**Tabell 8**). På grunn av den korte oppholdstiden for vannet i innsjøen, er det ikke mulig å oppnå en stabil vannkvalitet over året. Surt vann fra nedbørfeltet medfører, spesielt i vinterhalvåret, at kalsiumkonsentrasjonen fortynnes, surheten øker og konsentrasjonene av labilt aluminium øker (**Figur 3**, **Figur 4**). I de tilfellene det er blitt kalket for to år om gangen, er kalsiumkonsentrasjonene i overflatevannet hevet til over 5,0. De høye konsentrasjonene i bunnvannet (opp mot 8 mg Ca/L) skyldes sannsynligvis høyt CO<sub>2</sub>-innhold med påfølgende oppløsning av kalk fra bunnen.

Om vinteren når innsjøen dekkes av is, vil det pga. tetthetsforskjeller danne seg et kaldtvannslag (< 4°C) øverst. Dette kaldtvannslaget vil i løpet av vinteren og i våravsmeltingen lett byttes ut av surt og ukalket vann fra nedbørfeltet. På denne måten kan det skapes kraftig forsurening i det øverste vannlaget, som bl.a. dekker den økologisk viktige strandsonen (littoralsonen i innsjøen). **Figur 3** viser at pH i overflatelaget flere ganger har sunket til under 5,0, mens verdiene på 7 meters dyp har ligget på 5,5 eller høyere. I løpet av vinteren 1987/1988, som var uvanlig nedbørrik (**Tabell 2**), sank pH til 5,0 eller

lavere i hele vannmassen. Innsjøen ble ikke kalket i 1987, og kalsiuminnholdet i vannmassene etter kalkingen i 1986 var også relativt lavt (**Figur 5**). Forsuringsepisoden medførte at konsentrasjonene av labilt aluminium steg til over 100  $\mu\text{g/L}$ , og resultatet ble en omfattende fiskedød i innsjøen våren 1988 (DN 1992). Etter 1988 er det ikke registrert tilsvarende forsuringsepisoder i noen del av vannmassen. De siste årenes reduksjoner av sulfatinnholdet i nedbøren har trolig også medvirket til at forsuringsepisodene har vært mindre kraftige i de senere årene.



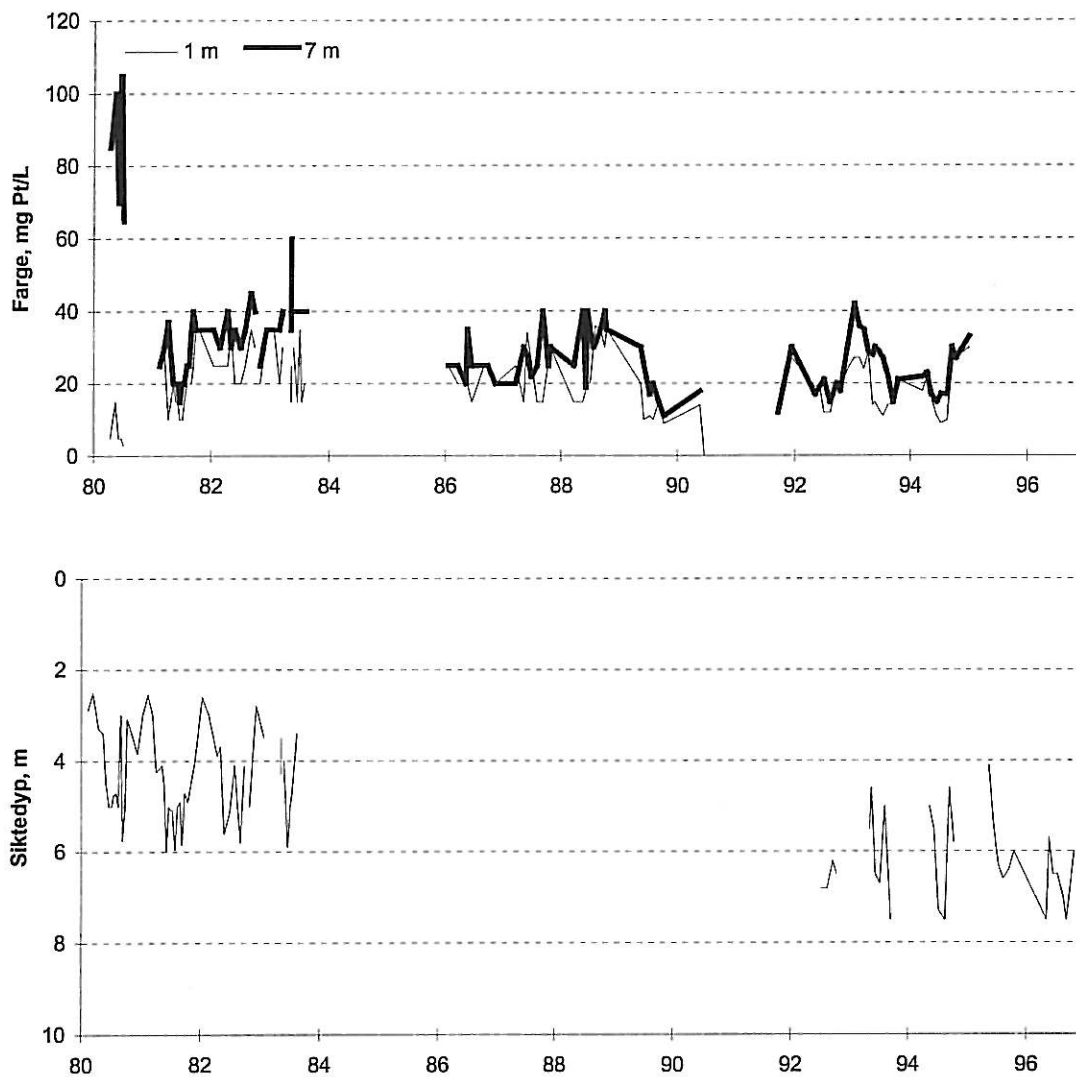
**Figur 5.** Totalt kalsiuminnhold i Store Finntjenn 1980-1996, beregnet ved hjelp av kalsiumkonsentrasjon og vannvolum i sjiktene 0-2 m, 2-4 m, 4-6 m, 6-8 m og 8-9,5 m.

**Tabell 8.** Momentanoppløsning ved kalkingene i Store Finntjenn. Beregnet på basis av kalsiuminnhold i innsjøen før kalking og ved neste prøvetakingsrunde (**Figur 5**). Det er ikke tatt hensyn til kalk som er transportert ut av innsjøen via utløpet i mellomtiden.

Kalkingstidspunkt	Moment. oppl. (%)
Sep-81	40
Mai-83	38
Mai-84	41
Mai-86	47
Jun-88	42
Jun-89	45
Jun-91	68
Mai-93	52
Mai-95	45
Mai-96	43

### 2.3 Organisk stoff og siktedyp

Vannets innhold av organisk stoff er analysert på ulike måter gjennom prosjektperioden. I perioden 1980-1983 ble det benyttet permanganattitrering, mens det i 1995 og 1996 ble analysert TOC. Vannfarge er i store deler av prosjektperioden benyttet som et indirekte mål på vannets innhold av naturlig organisk materiale (NOM) (Figur 6). Få data før 1981 gjør det imidlertid vanskelig å fastslå om kalkingen har endret NOM-konsentrasjonen i innsjøen. Hindar & Nilssen (1983) fant at vannets optiske egenskaper ikke ble endret påviselig etter den første kalkingen i 1981. Siden 1981 har vannfargen i innsjøen stort sett ligget i området 20-40 mg Pt/L, med en liten tendens til avtak på 1990-tallet. De høye fargekonsentrasjonene i bunnvannet i 1980 skyldes sannsynligvis frigjøring av jern og mangan under oksygenfrie forhold. Siktedypet i perioden 1992-1996 har vært større sammenlignet med perioden 1980-1983 (Figur 6). Det er flere ganger registrert siktedyp på over 7 meter i de senere år, mens det på 1980-tallet maksimalt var 6 meter.



Figur 6. Vannfarge på 1 og 7 meters dyp, samt siktedyp i Store Finntjenn 1980-1996.



## 2.4 Næringsalter

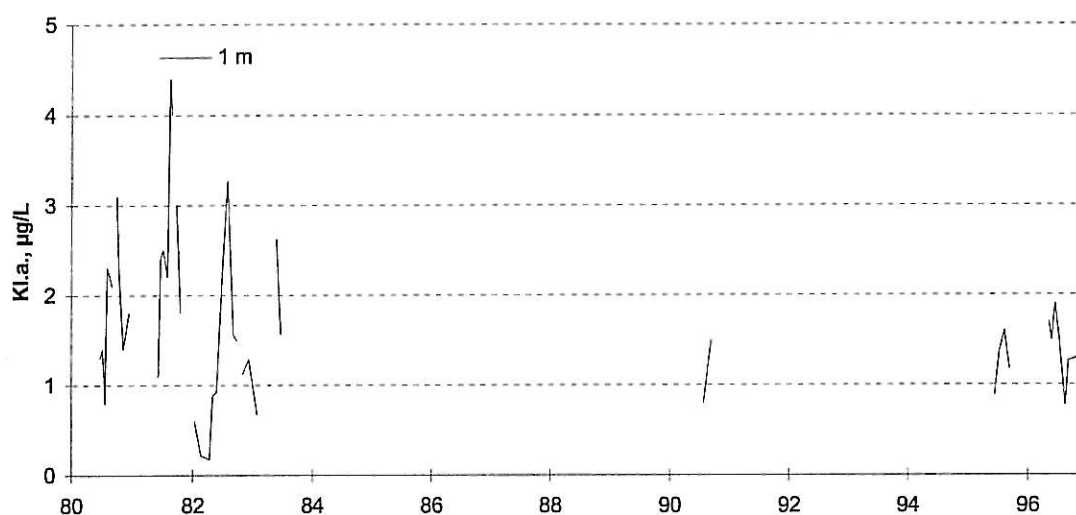
En sammenstilling av næringsaltdata fra innsjøen er gitt i **Tabell 7** (årsmiddelverdier med standardavvik). Den første innsjøkalkingen i 1981 endret ikke næringsalkonsentrasjonene i innsjøen påviselig (Hindar & Nilssen 1983). I 1995 og 1996 var konsentrasjonene av total fosfor og løst fosfat hhv. 3-7 og <3 µg P/L i overflatevannet (1-3 meter) (**Vedlegg B**). Konsentrasjonene av total nitrogen var 205-520 µg/L i samme periode. Andelene av nitrat og ammonium var hhv. 5-25 og 10-33% av total nitrogen. Det meste av nitrogenet (60-85%) var organisk bundet. N/P-forholdet i 1995 og 1996 var 40-110 på vektbasis.

Perioden 1980-1981 var preget av høyere fosforkonsentrasjoner enn det som ble målt i 1995 og 1996. Enkelte verdier fra den tidligste perioden er forklart med analysefeil (Hindar & Nilssen 1983, 1984), slik at det er vanskelig å vurdere om innsjøen er blitt mer næringsfattig i de senere år.

## 3. Planteplankton

### 3.1 Klorofyll a

Konsentrasjonene av klorofyll a var 0,2-4,5  $\mu\text{g/L}$  i perioden 1980-1983 og 0,8-2,0  $\mu\text{g/L}$  i 1995-1996 (**Figur 7**). Det ser derfor ut til at innsjøen hadde en høyere trofistatus på begynnelsen av 1980-tallet, for øvrig både før og etter at kalking ble igangsatt. Kalkingen har trolig bidratt til å stimulere den biologiske aktiviteten i innsjøen, bla. gjennom å øke den mikrobielle nedbrytningen (mineraliseringen) av akkumulert organisk materiale i innsjøen (se mer om dette i avsnitt 3.2). Mineralisering av organisk materiale fører til at næringssalter som tidligere var bundet i dødt organisk materiale igjen blir gjort tilgjengelig for biologisk produksjon.



**Figur 7.** Klorofyll a på 1 meters dyp i Store Finntjenn 1980-1996.

### 3.2 Artssammensetning og biomasse

Da det mangler prøver fra perioden 1984-88, er det naturlig å sammenligne perioden 1980-83 mot perioden 1989-96, for å dokumentere eventuelle langtidsendringer etter kalking. I **Figur 8** og **Figur 9** er det fremstilt mengdevariasjoner av enkeltgrupper samt i planteplanktonet samlet.

Det var gjennomgående høyere maksimalvolum av alger i perioden 1980-83 sammenlignet med 1989-96. Et unntak var året 1989, da det ble registrert et forholdsvis høyt maksimum på rundt  $550 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ . I de påfølgende årene lå totalt biovolum stort sett under  $200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ . Det høye maks-volumet i 1989 kan muligens være en positiv respons på kalkingen, etter at det hadde vært en kraftig forsøringsperiode i innsjøen vinteren 1987/88. Kalking fører til økt biologisk aktivitet og økt mikrobiell nedbrytning og omsetning av akkumulert organisk materiale (mineralisering) og dermed frigjøring av næringssalter som algene kan benytte til vekst. **Figur 9** viser også at det var en kraftig økning i maksimalt algevolum rett før den første kalkingen høsten 1981, fra omkring  $250 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  til omkring  $775 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ . Algevolumet avtok umiddelbart etter kalkingen høsten 1981, men både i 1982 og 1983 lå maksimum et stykke over 1980-nivået.

Det var et betydelig lavere maksimalvolum av grønnalger etter 1989 enn i perioden 1980-83, også før kalkingen. Grønnalgene hadde en kraftig oppblomstring rett før den første kalkingen, i første rekke

gjennom økning i antallet av små former (**Figur 8**). Gruppen *Chrysophyceae* (gullalger) er en annen gruppe som vanligvis har stor andel av det samlede planteplankton i oligotrofe innsjølokaliteter av denne typen (Brettum 1989). Andelen av denne gruppen var ikke spesielt stor i Store Finntjenn, heller ikke før den første kalkingen. Også denne gruppen hadde forholdsvis høy biomasse rett før kalkingen i 1981, samt høye maksimumsverdier i 1989. Selv om biomassen av gullalger gjennomgående var mindre i perioden 1990-96 enn i perioden 1980-83, var forskjellen likevel ikke så markert som for andre grupper. Små flagellater var dominerende blant gullalgene.

Gruppen *Cryptophyceae* (svelgflagellater) viser markert lavere volumer i perioden 1989-96, sammenlignet med 1980-83. Det ble registrert biomassetopper av svelgflagellater på over  $100 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  i 1981 (rett før kalking) og i 1982. *Dinophyceae* (fureflagellater) er den gruppen som har vist klare tendens til økning i perioden 1989-96 sammenlignet med perioden 1980-83 (**Figur 9**). Gruppen *Cyanophyceae* (blågrønnalger, cyanobakterier) hadde lave biomasser i 1981 (både før og etter 1. kalking), men økte kraftig i årene 1982-83. Med unntak av en viss forekomst i 1989, var denne gruppen av helt underordnet betydning i perioden 1989-96. Det meste av blågrønnalgevolumet besto av arten *Merismopedia tenuissima*. Dette er en av de få planktoniske artene innen denne gruppen som er typeorganisme for oligotrofe og moderat sure vannforekomster (Brettum 1989).

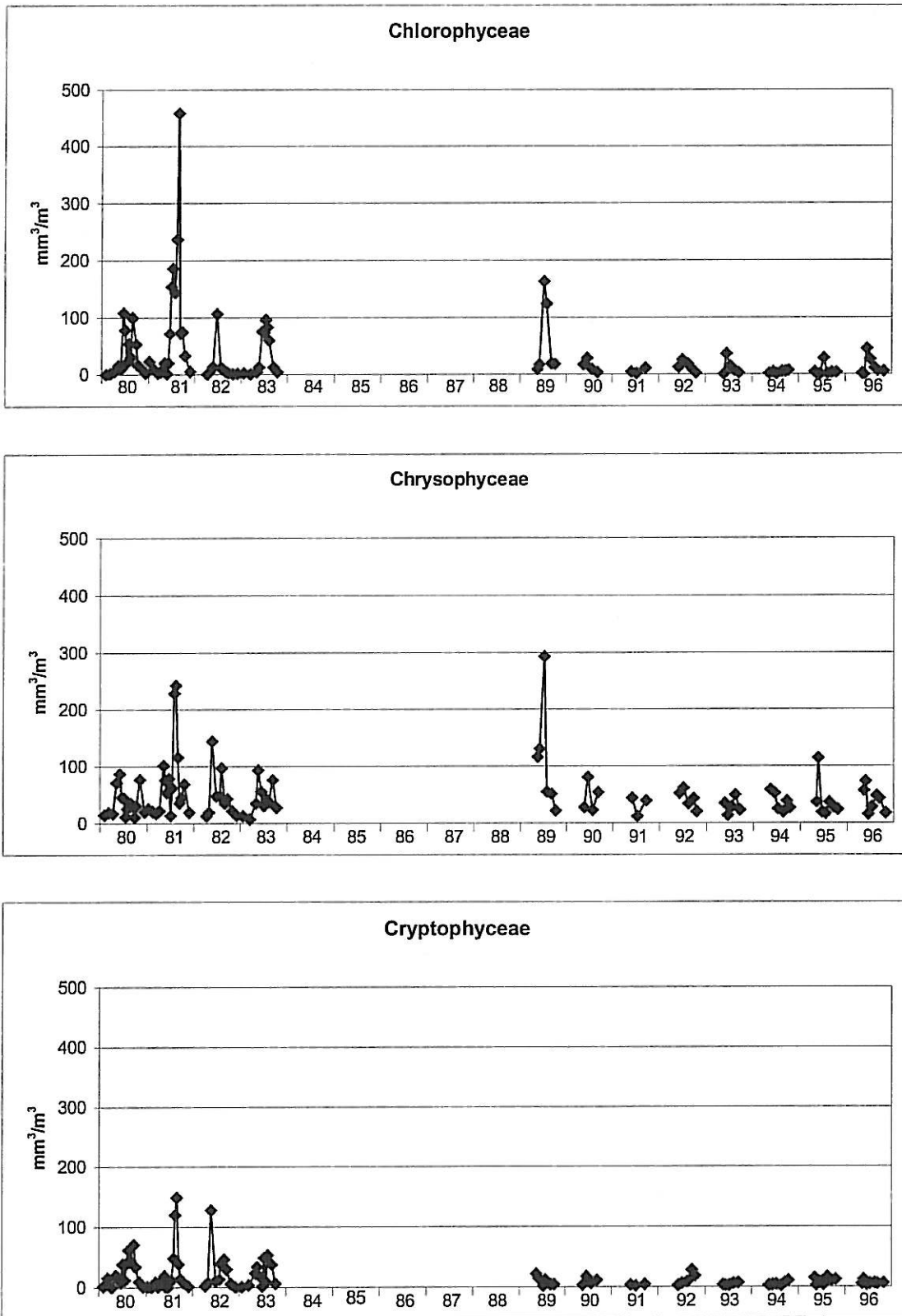
**Figur 10** og **Figur 11** viser utviklingen for en del enkeltarter innen de ulike gruppene: *Oocystis submarina* v. *variabilis* er en vanlig art i oligotrofe, noe sure innsjøer. Denne arten hadde relativt høye maksimumsverdier i 1980 og tidlig i 1981. I perioden 1989-96 fulgte arten i store trekk variasjonene for hele gruppen grønnalger, men utgjorde gjennom hele undersøkelsesperioden omkring 20-25% av denne gruppens samlede volum. En vanlig art innen gruppen *Chrysophyceae* (gullalger) i oligotrofe til oligomesotrofe, sure innsjøer er *Dinobryon sociale* v. *americanum* (Brettum 1989). Arten har hatt en jevn nedgang fra før første kalking og gjennom undersøkelsesperioden. Blant artene innen gruppen *Dinophyceae* (fureflagellater), som er svært vanlig i sure, oligotrofe lokaliteter med pH mellom 4-5, er *Peridinium umbonatum* (*P. inconspicuum*) (Brettum 1989). Arten registreres imidlertid også i lokaliteter med høyere pH. Denne arten utgjorde omtrent hele volumet av denne gruppen i Store Finntjenn. Særlig i perioden 1989-96 var den dominerende innenfor gruppen.

Som nevnt ovenfor er arten *Merismopedia tenuissima* en vanlig art blant blågrønnalgene, og typeart for oligotrofe, middels sure innsjølokaliteter. Dette i motsetning til de fleste planktoniske arter innen denne gruppen. Sammenligner en kurven for utviklingen av denne gruppen samlet (**Figur 9**) med utviklingen av *Merismopedia tenuissima* (**Figur 11**), ser en at den utgjør omtrent 100% av gruppens volum gjennom hele undersøkelsesperioden. Arten økte betydelig i mengde i 1982-83, men utover i perioden 1989-96 forsvant den etterhvert fra planteplanktonet i Store Finntjenn. En spesiell art blant *Cryptophyceae* (svelgflagellater) som indikator på effekten av kalking er *Katablepharis ovalis*. Denne arten, som er vanlig ved alle trofinivåer, forsvinner stort sett fra planteplanktonet når pH synker under 5.5 (Brettum 1989). Kalking av en innsjø slik at pH stiger over denne verdien, fører til at arten kommer tilbake i planktonet. Som **Figur 11** viser ble arten ikke registrert i 1980-81, men den økte relativt markert i 1982. Resten av undersøkelsesperioden forekom den i beskjedent antall, selv om den hele tiden ble registrert.

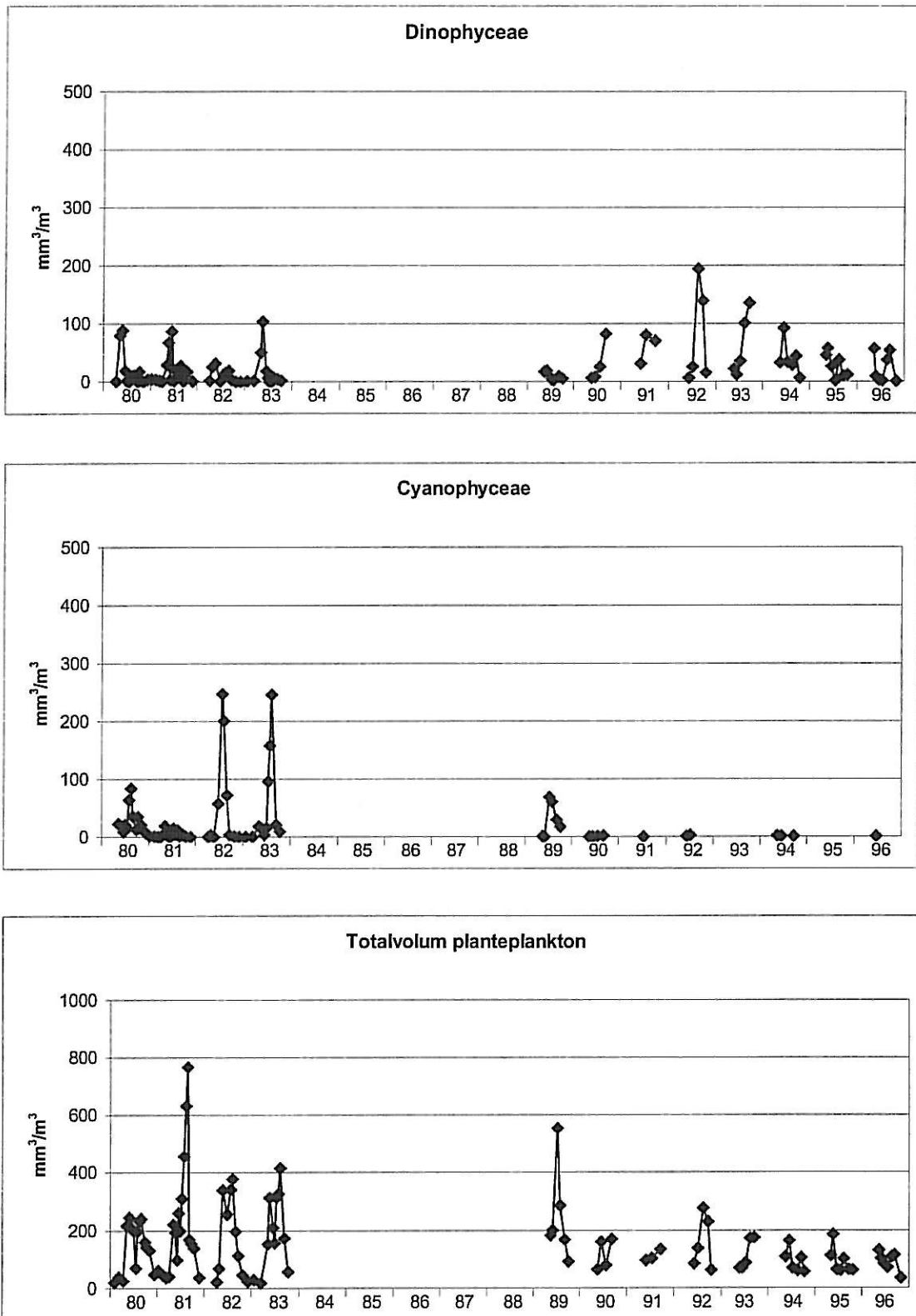
Blomqvist *et al.* (1993) har undersøkt eksperimentelt hvorledes tilsetning av næringsstoffer til forsurete og kalkete innsjøer ga seg utslag på planteplanktonet. Særlig var det reaksjonene hos fureflagellaten *Peridinium umbonatum* (*P. inconspicuum*) og cyanobakterien *Merismopedia tenuissima* de undersøkte. Resultatene viste klart at når nitrogen ble tilsatt som nitrat, ble det nesten bare utviklet *Peridinium*, mens det ble en større utvikling av *Merismopedia* når nitrogen ble tilsatt som ammonium. Årsaken til at mengden av *Merismopedia tenuissima* avtok gjennom undersøkelsesperioden og mengden av *Peridinium umbonatum* (*P. inconspicuum*) økte i Store Finntjenn kan skyldes en forskyvning i forholdet mellom nitrat og ammonium gjennom økt andel av

nitrat. Et slikt skifte i nitrat/ammonium-forholdet er imidlertid ikke dokumentert gjennom den vannkjemiske prøvetakingen (kun målinger av nitrat og ammonium i periodene 1980-82 og 1995-96).

Artssammensetningen i Store Finntjenn var før kalkingen relativt typisk for små, sure og næringsfattige innsjølokaliteter med noe humøse vannmasser. Etter kalkingene forble artsammensetningen i store trekk den samme som før, men den mengdemessige forekomsten av enkeltarter og –grupper har endret seg. Totalvolumet av alger har variert noe gjennom perioden, men mengden alger i dag er ikke vesentlig forskjellig fra tiden før kalking. De variasjonene en har registrert gjennom undersøkelsene må skyldes økning i tilgjengelig fosfor som et resultat av varierende mikrobiell aktivitet med nedbryting av organisk materiale og frigjøring av næringssalter. Det er i første rekke innholdet av næringssalter, og da særlig tilgjengelig fosfor, som avgjør den totale planteplanktobiomasse som kan utvikles.

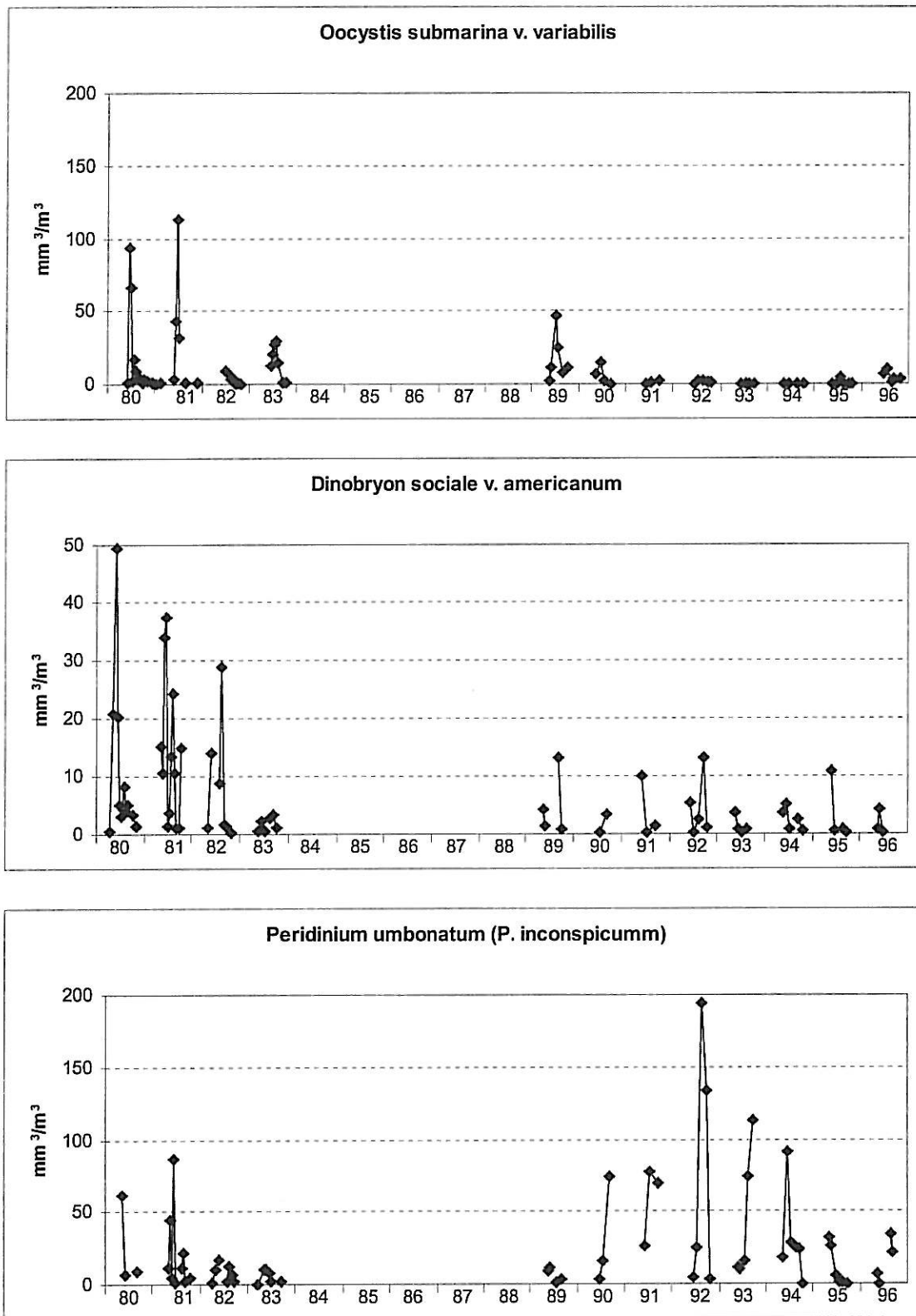


**Figur 8.** Biovolum av algeklassene Chlorophyceae (grønnalger), Chrysophyceae (gullalger) og Cryptophyceae (svelgflagellater).

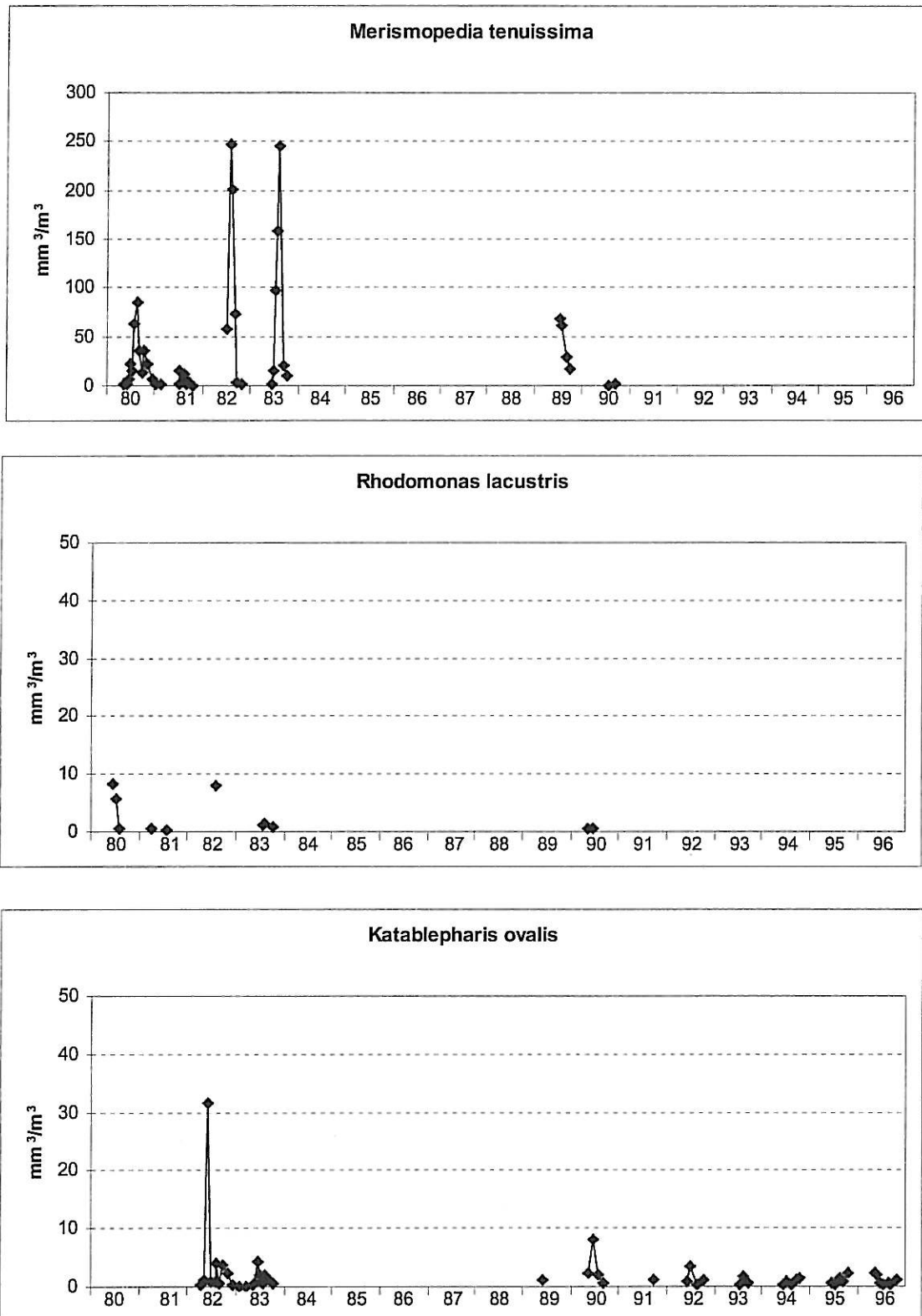


**Figur 9.** Biovolum av algeklassene Dinophyceae (fireflagellater), Cyanophyceae (blågrønnalger/cyanobakterier), samt totalvolum for alle algeklassene. Merk skalaforskjell!





**Figur 10.** Biovolum av *Oocystis submarina v. variabilis* (Chlorophyceae), *Dinobryon sociale v. americanum* (Chrysophyceae) og *Peridinium umbonatum* (*P. inconspicuum*) (Dinophyceae). Merk skalaforskjell!



**Figur 11.** Biovolum av *Merismopedia tenuissima* (Cyanophyceae), *Rhodomonas lacustris* (Cryptophyceae) og *Katablepharis ovalis* (Cryptophyceae). Merk skalaforskjell!

## 4. Kanonisk korrespondanse analyse (CCA) på planteplankton i Store Finntjenn

### 4.1 Metodikk

#### Tallbehandling

Algesamfunnets sammensetning og de viktigste forandringene i undersøkelsesperioden er analysert med bruk av såkalt 'kanonisk korrespondanse-analyse'. Dette er en teknikk som er spesielt egnet til å sammenholde biologisk variasjon og miljøforhold, og som muliggjør detaljerte analyser av arter og artsgrupper mot spesifiserte miljøparametre. I denne undersøkelsen er analysene benyttet for å beskrive hovedforandringene i algesamfunnet og relatere dette til tidsforløp, sesong, kalking, næringssalter og vannfysiske parametre. Analysene gir grunnlag for å avgjøre hvilke faktorer som er viktige for utviklingen i innsjøen.

#### *Om kanonisk korrespondanse-analyse*

Kanonisk korrespondanse analyse (CCA) er en multivariat teknikk hvor det foretas en samtidig analyse av biologidata og miljøfaktorer. Analysen betegnes også som en direkte gradient ordinasjons-analyse. Matematisk vil analysen arrangere arter og prøver langs akser etter grad av innbyrdes likhet, samtidig som aksene er tilpasset miljøfaktorene. Aksene 'trekkes ut' fra datamaterialet en etter en og på en slik måte at den første akse vil representere den sterkeste trenden i datamaterialet, den neste akse den nest sterkeste trenden, osv. Resultatene kan illustreres i plott av to og to akser mot hverandre i rettvinklede koordinatsystemer hvor artene og prøvene plottes som punkter, mens miljøfaktorene representeres ved punkter eller vektorer (piler). Punktene for artene vil representere artenes 'tyngdesenter' (optimum), dvs. der hvor de har størst forekomst. Arter som plottes nær hverandre har sammenfallende forekomst, mens arter som plottes langt fra hverandre har svært ulik forekomst. Tilsvarende vil beliggenheten av artspunktene i forhold til prøver og miljøfaktorer angi i hvilke prøver og ved hvilke miljøforhold artene har størst forekomst. Når miljøfaktorene angis ved vektorer, peker vektoren mot økende verdier, mens det er avtagende verdier i motsatt retning.

For hver akse beregner analysen et mål for den biologiske variasjonen langs akse (kalt 'eigen-verdi' eller 'inertia'). Dette variasjonsmålet sier noe om hvor sterkt mønsteret som fremstilles på akse er. Vanligvis angis eigen-verdi i prosent av 'total inertia' som representerer den totale biologiske variasjonen i datasettet. Tilsvarende kan det beregnes grad av biologisk variasjon ('inertia') knyttet til en eller et sett av miljøfaktorer. Denne variasjonen på akse og miljøfaktorer kan testes for statistisk signifikans for å skjelne mellom reelle gradienter og tilfeldige artsmønstre. I analysen er det innebygget en utvalgsprosedyre ('forward selection') som gjør det mulig å rangere miljøfaktorene etter graden av betydning og velge ut et sett av faktorer som representerer uavhengige signifikante miljøforhold. Etter seleksjon vil samlet inertia i analysen representere hvor mye av den biologiske variasjonen som kan beskrives av miljøfaktorene.

CCA er en forholdsvis nylig utviklet matematisk metode, men den har funnet ganske stor anvendelse innen terrestrisk og limnisk-botanisk økologi. Generell innføring i analysene finnes hos ter Brak (1986) og Jongman *et al.* (1987). Analysen er benyttet på innsjødata under NINA-NIVA instituttprogram om virkninger av forurensning på biologisk mangfold (Brandrud & Aagaard 1997).

#### Algedata og miljøparametre

Datasettet omfatter tilsammen 83 prøver (prøvetidspunkter) fra perioden mai 1980 til oktober 1996. Det foreligger ikke data fra 1984 til og med 1988. I alt er det identifisert 115 arter/artsgrupper i prøvene. Alle arter/artsgrupper er registrert kvantitativt med mål for biomasse. Det totale antall

registreringer i tallsettet er 2299 som gir et snitt på 27.7 arter per prøve. I tillegg er det beregnet biomasse for ni hovedgrupper (klasser) og totalbiomasse for hver prøve.

I alt foreligger det data for 18 vannparametre, samt klorofyll a som gir et mål for algemengde. Mange av parametrene har ikke blitt målt for alle prøvene. Nedenfor (**Tabell 9**) er det gitt en oversikt over prøvetaking og registrering av vannparametre.

**Tabell 9.** Oversikt over antall prøver fra Store Finntjenn 1980-1996 og målinger av vannparametre. x = målt i alle prøver, (x) = målt i noen prøver, - = ingen målinger.

År	1980	1981	1982	1983	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Antall prøver	11	12	8	9	6	4	3	5	5	6	7	7
Temperatur	x	(x)	(x)	x	x	x	x	(x)	x	(x)	x	x
Termoklin	x	(x)	(x)	x	x	x	x	(x)	x	(x)	x	x
pH	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ca	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RAI	-	x	x	(x)	x	x	x	x	x	x	x	x
ILAI	-	(x)	x	(x)	x	x	x	x	x	x	(x)	x
LAI	-	(x)	x	(x)	x	x	x	x	x	x	(x)	x
K25 (ledn.ev)	x	x	x	(x)	-	-	-	-	-	-	(x)	x
Mg	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	(x)	x
Na	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	(x)	x
K	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	(x)	x
Cl	(x)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	(x)	x
Sulf	(x)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	(x)	x
NO3-N	(x)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	(x)	x
TotN	(x)	(x)	-	-	x	(x)	-	-	-	-	(x)	x
NH4-N	(x)	x	-	-	x	(x)	-	-	-	-	(x)	x
TotP	(x)	x	-	-	x	(x)	-	-	-	-	(x)	x
Farge	(x)	x	x	x	x	(x)	(x)	x	x	x	-	-
Klorofyll a	(x)	(x)	-	-	-	(x)	-	-	-	-	(x)	x

Alle prøvene er videre klassifisert i henhold til kalking (ukalket/kalket), år (12 år) og sesong (tre sesonger). Sesongene er definert som vår (mai-15 juni), sommer (16 juni-august) og høst (september-november). De tre klassifiseringene (klassevariablene) brukes i analysene på linje med vannparametrene ovenfor.

### Analysert og parameterutvalg

Det er utført i alt fire analyser:

- 1) Hovedanalyse for beskrivelse av algesamfunnet og hovedtrender. Hele datasettet for alger er benyttet (115 arter/artsgrupper, 83 prøver), mens miljøfaktorene omfatter pH og klassevariablene kalking, år og sesong. pH er den eneste av vannparametrene som er målt i alle prøver. Det er fremstilt plott fra analysen som viser hvordan artsgrupper, algeklasser og enkeltarter fordeler seg i forhold til pH, kalking, år og sesong.
- 2) Analyse av artenes forekomst i forhold til pH. Analysen omfatter hele datasettet for alger, men har bare pH som miljøfaktor. Analysen beregner en optimum pH verdi for hver art og rangerer artene mot pH i henhold til denne.
- 3) Analyse for de mest målte vannparametre. Analysen er utført for de vannparametre hvor det finnes målinger fra de fleste undersøkelsesårene (cf. **Tabell 9**). De valgte parametre er temperatur,

termoklin, pH, kalsium og aluminiumsforbindelser, samt klassevariablene kalking, år og sesong. Det er utført 'forward selection' for å karakterisere betydningen av variablene.

- 4) Analyse for betydningen av ioner og næringssalter. Analysen er utført for prøver hvor ioner og næringssalter er målt i tillegg til fysiske parametre og pH. Klassevariablene kalking, år og sesong inngår også. Det er utført 'forward selection' for å karakterisere betydningen av variablene.

Analysene er utført på programpakken CANOCO 4.0. Programmet er en oppdatert versjon av CANOCO 3.1 (ter Braak 1988, 1990, Smilauer 1992). Alle artsdata (biomasseverdiene) er kvadratrot-transformert før analysen for å redusere vekten av de mest dominerende artene i analysen.

## 4.2 Resultater

### Hovedtrender i utviklingen av algesamfunnet

Resultatene fra analysen med alle arter og prøver er vist i **Tabell 10**, **Figur 12** og **Figur 13**. Miljøfaktorene i analysen (pH og klassevariablene ukalket/kalket, år og sesong) kan beskrive i alt 39% av den totale variasjonen i algedataene. De viktigste forandringene i algesamfunnets sammensetning kan relateres til kalking og pH, dernest til år, som innebærer at det også er forskjeller mellom årene som ikke kan direkte knyttes til kalking og pH. Av årene skiller 1989 seg spesielt ut, mens det var forholdsvis små forskjeller mellom årene i perioden 1991 til 1996 (**Figur 12**). De to mest ulike årene er 1981 og 1993. Sesong kommer inn som den tredje viktigste faktor. Det er spesielt vårprøvene som skiller seg ut, mens det er mindre forskjeller mellom prøvene fra sommer og høst. I analysen representerer akse 1 og akse 2 forskjellene knyttet til pH/kalking og de mest ulike årene, mens akse 3 representerer forskjellene mellom vårplankton og sommer/høst-plankton (**Figur 13**).

De viktigste forandringene i algesamfunnet kan tolkes ut fra **Figur 12**. Artene i nedre venstre kvadrant representerer de mest typiske artene for perioden 1980-81 før kalking. For eksempel omfatter dette *Scourfieldia cordiformis*, *Botryococcus braunii* og *Cryptomonas marssonii*. I 1982-83 var samfunnet i endring hvor arter som *Merismopedia tenuissima* dominerte. I 1989 var det et svært spesielt samfunn med dominanter som ellers ikke var vanlige, f.eks. *Uroglena cf. americana* og *Trachelomonas volvocina*. Året 1990 representerer så et mellomår fram til et forholdsvis stabilt samfunn fra 1991 av. Dette samfunnet preges f.eks. av arter som *Peridinium willei*, *Oocystis rhomboidea*, *Elakatothrix gelatinosa*, *Kirchneriella arcuata* og *Chrysidiastrum catenatum*.

I **Figur 14** er diagrammet for akse 1 og 2 vist med artene klassifisert i hovedgrupper. Det er ingen åpenbare mønstre i plottet. Det synes derfor ikke som det har vært noen større forandringer med hensyn på hvilke algeklasser som opptrer i innsjøplanktonet.

### Artenes forekomst i forhold til pH

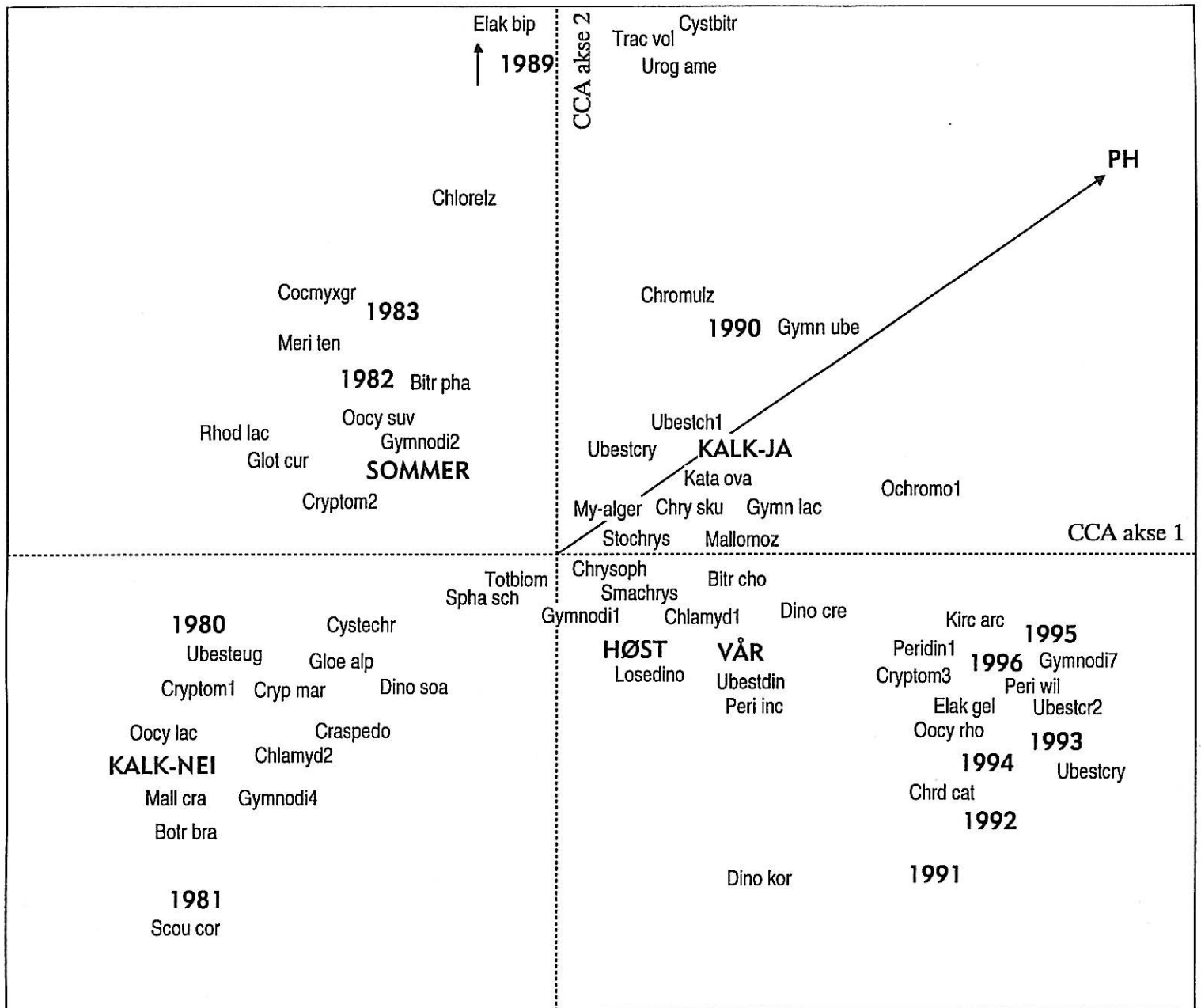
I figurene fra analysen ovenfor (**Figur 12**) kan artenes relasjon til pH grovt sett illustreres ved å betrakte artenes beliggenhet i forhold til vektoren for pH, dvs. at artene nede til venstre finnes ved de laveste pH-verdiene mens artene oppe til høyre finnes ved de høyeste pH-verdiene. For å karakterisere artenes forhold til pH nærmere, er det utført en egen analyse med pH som eneste miljøfaktor. Ved denne teknikken kan artene rangeres med hensyn på pH. Analysen beregner for hver art et 'optimum', dvs. den pH-verdi hvor arten har beregnet maksimal forekomst (biomasse), og en 'toleranse' som beskriver et pH-intervall hvor arten har det meste av sin forekomst. Optimum og toleranse tilsvarende middelværdi og standardavvik for normalfordelinger og beregnes i CCA ved at analysen implisitt forutsetter at artene har klokkeformete fordelinger i henhold til miljøgradientene. **Tabell 11** viser artene som opptrer ved de laveste og høyeste pH-verdier.

Selv om denne oversikten er spesifikk for planktonet i Store Finntjenn, har den mange fellestrekk med tilsvarende oversikter som er utarbeidet på grunnlag av planteplanktonanalyser for et stort antall innsjøer i Norge (Brettum 1989). Plasseringen av blant annet *Chlamydomonas sp.*, *Botryococcus braunii*, *Scourfieldia cordiformis* og *Bitrichia phaseolus* blant de mest forsuringstolerante artene stemmer godt med data fra den store, nasjonale databasen. Likeledes stemmer også plasseringen av for eksempel *Uroglena cf. americana*, *Trachelomonas volvocina* og *Elakatothrix gelationosa* blant de artene som foretrekker noe høyere pH-verdier.

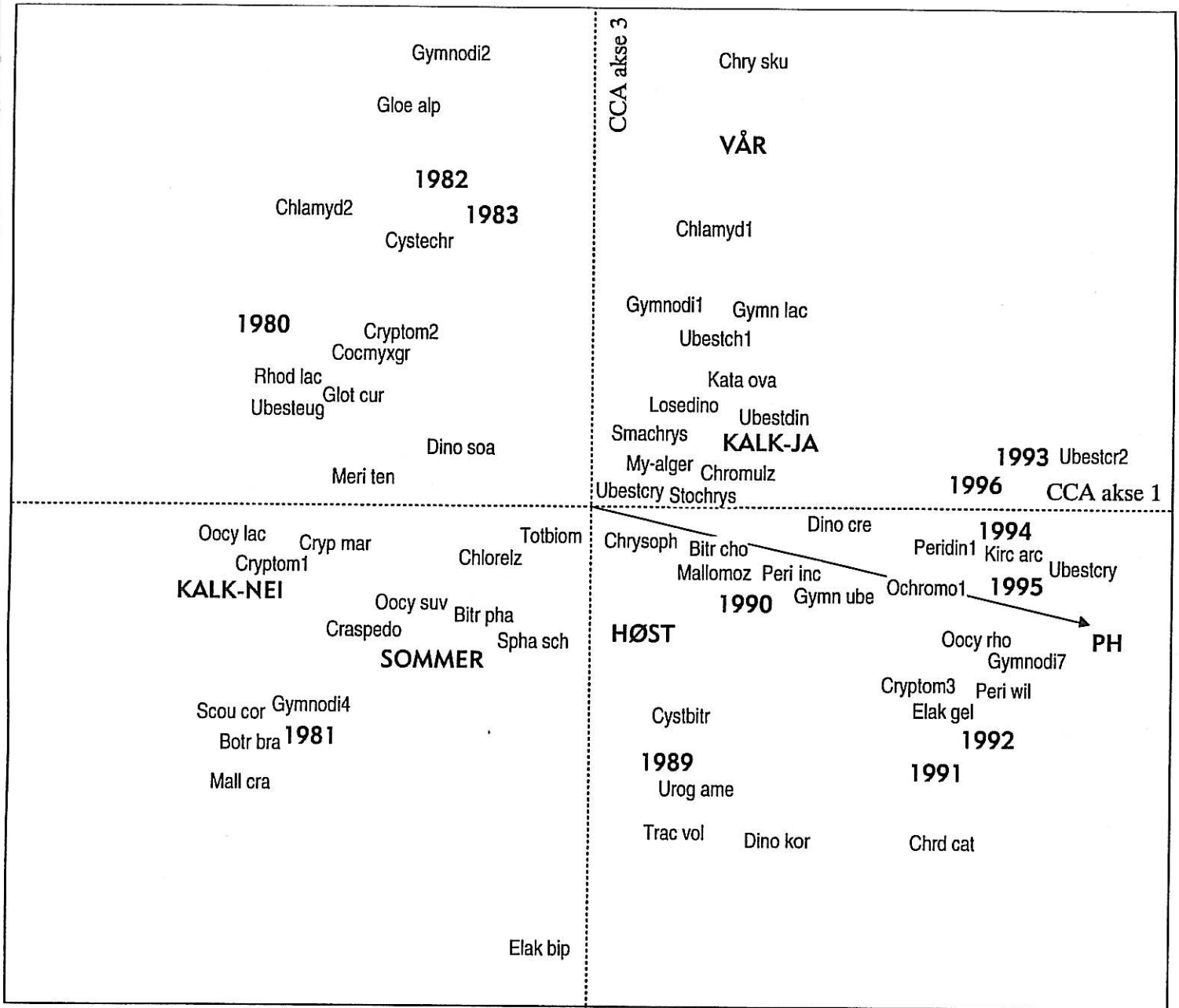
**Tabell 10.** Resultater for CCA på alle arter (115) og alle prøver (83). Analysen er utført med pH og klassevariablene ukalket/kalket, år og sesong som miljøfaktorer. A. Eigen-verdier (inertia) og % av total biologisk variasjon for de fire første aksene. B. Korrelasjoner mellom miljøfaktorene og aksene og forklart biologisk variasjon (inertia) for miljøfaktorene. De viktigste korrelasjonene er understreket. Test for signifikans for miljøfaktorene: \* =  $p < 0.05$ , \*\* =  $p < 0.01$ .

	Akse 1	Akse 2	Akse 3	Akse 4	
<b>A</b>					Sum
Eigen-verdier	0.35	0.24	0.17	0.14	1.57
% av total variasjon	8.8	6.0	4.2	3.5	39.0 <sup>a)</sup>
<b>B</b>					Inertia
pH	<u>.61</u>	.39	-.14	-.14	** 0.22
ikke kalket	<u>-.62</u>	<u>-.40</u>	-.14	.19	** 0.22
kalket	<u>.62</u>	<u>.40</u>	.14	-.19	** 0.22
1980	<u>-.40</u>	-.12	.19	.05	** 0.12
1981	<u>-.46</u>	<u>-.45</u>	-.38	.24	** 0.20
1982	-.17	.14	.35	-.37	** 0.12
1983	-.18	.19	.32	-.11	* 0.09
1989	.02	<u>.71</u>	-.27	.23	** 0.20
1990	.07	.17	-.02	.10	0.06
1991	.18	-.14	-.15	-.16	* 0.09
1992	.30	-.17	-.15	-.39	** 0.12
1993	.29	-.08	.01	<u>.43</u>	** 0.15
1994	.30	-.12	.02	-.08	0.07
1995	.35	-.01	-.00	.09	** 0.12
1996	.30	-.06	.02	-.11	* 0.08
Vår	.22	-.07	<u>.52</u>	.35	** 0.14
Sommer	-.22	.11	-.33	-.32	** 0.11
Høst	.02	-.05	-.14	.00	* 0.07

a) Total biologisk variasjon (total inertia i CA) = 4.03

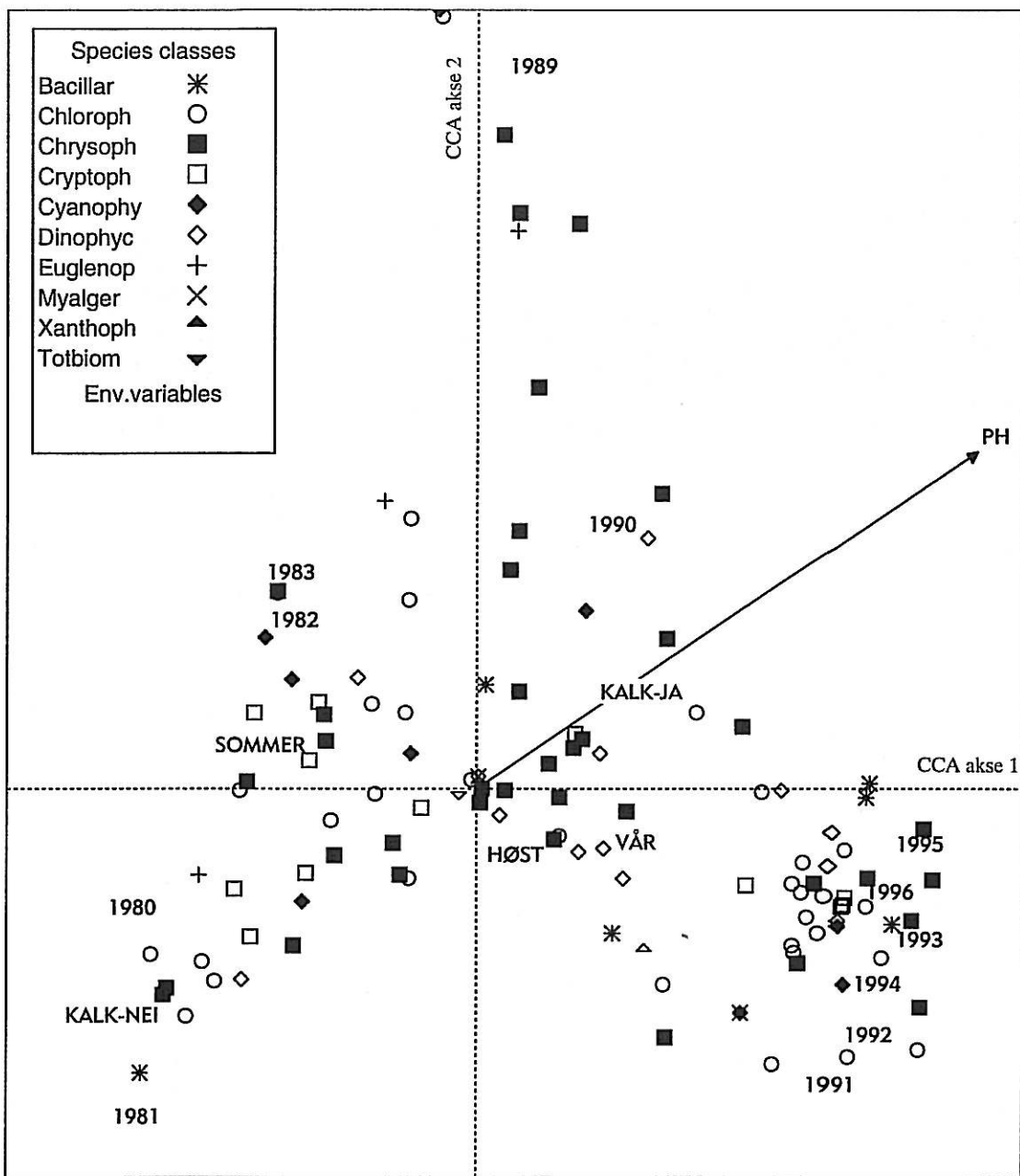


Figur 12. Resultater fra analysen med alle arter og prøver. Akse 1 og 2.



Figur 13. Resultater fra analysen med alle arter og prøver. Akse 1 og 3.





Figur 14. Diagram for akse 1 og 2 med artene sortert i hovedgrupper.

**Tabell 11.** CCA for artenes forekomst i henhold til pH: optimum og øvre/nedre pH-verdier for hovedforekomst (toleranse). Total biomasse og antall observasjoner i datasettet er også vist. I kolonnen % forklart er vist hvor mye av artenes variasjon som kan relateres til pH. **Arter med få observasjoner og med optimum for pH 6.1-6.4 er ikke vist.**

	Beregnet pH			Data		% forkl
	optimum	nedre	øvre	Tot biom	Obser	
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=10)	5,2	4,8	5,6	24	7	17,1
<i>Gymnodinium</i> sp. (28-32*22-25)	5,4	4,9	5,9	70	6	10,2
<i>Gloeocapsa</i> cf. <i>alpina</i>	5,4	5,0	5,9	111	12	16,2
<i>Botryococcus braunii</i>	5,6	5,1	6,1	1380	23	16,1
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	5,7	5,1	6,2	12	21	17,6
<i>Bitrichia phaseolus</i>	5,7	5,1	6,2	21	7	4,1
<i>Mallomonas</i> cf. <i>crassisquama</i>	5,7	5,3	6,1	463	9	5,6
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=24-28)	5,7	5,2	6,2	330	23	14,1
<i>Cryptomonas marssonii</i>	5,7	5,1	6,3	324	40	23,7
<i>Kephyrion</i> spp.	5,7	5,0	6,5	12	18	8,8
<i>Bicosoeca planctonica</i>	5,8	5,0	6,5	6	7	2,8
<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v. <i>nannoplanctica</i> )	5,8	4,9	6,6	28	10	3,2
<i>Gloeotila curta</i>	5,8	5,2	6,4	12	12	3,9
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=15-18)	5,9	5,3	6,5	541	36	10,0
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	5,9	5,2	6,6	451	66	19,3
<i>Paramastix conifera</i>	5,9	5,5	6,3	5	5	1,0
<i>Chrysolykos skujai</i>	5,9	5,4	6,5	35	23	3,2
Cyanophyceae (hovedgruppe)	6,0	5,3	6,7	1775	53	3,6
<i>Gymnodinium</i> sp. (l=14-16)	6,0	5,3	6,7	397	38	2,0
Cryptophyceae (hovedgruppe)	6,0	5,4	6,7	1642	81	17,2
Craspedomonader	6,0	5,4	6,6	65	44	2,3
<i>Planktothrix agardhii</i>	6,5	6,2	6,7	5	4	1,0
<i>Peridinium</i> sp. (l=15-17)	6,5	6,2	6,8	9	7	1,6
<i>Dinobryon crenulatum</i>	6,5	5,9	7,1	63	40	12,3
Ubest.cocc.gr.alge ( <i>Chlorella</i> sp.?)	6,5	6,0	7,0	595	40	12,0
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	6,5	6,0	7,0	18	7	2,9
<i>Peridinium willei</i>	6,5	6,2	6,9	87	7	2,4
<i>Monoraphidium griffithii</i>	6,6	6,2	6,9	6	12	4,0
Ubest.cryptomonade ( <i>Chroomonas</i> sp.?)	6,6	6,1	7,1	37	23	7,7
<i>Ochromonas</i> sp. (d=3.5-4)	6,6	6,2	7,0	280	44	36,1
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> ( <i>genevensis</i> )	6,6	6,4	6,9	54	19	7,3
Ubest.cryptomonade (l=6-8) <i>Chro.acuta</i> ?	6,6	6,3	7,0	45	28	14,3
<i>Eunotia lunaris</i>	6,6	6,3	7,0	1	3	2,1
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	6,7	6,5	6,9	11	13	6,9
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	6,7	6,5	6,9	37	7	3,7
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>uberrimum</i>	6,8	6,4	7,1	30	7	6,8
<i>Oocystis rhomboidea</i>	6,8	6,5	7,0	55	14	10,1
<i>Trachelomonas volvocina</i>	6,8	6,4	7,2	68	11	9,4
<i>Uroglena</i> cf. <i>americana</i>	6,8	6,5	7,1	371	10	8,0
cf. <i>Kirchneriella arcuata</i>	6,9	6,6	7,1	52	6	3,8
<i>Elakatothrix</i> cf. <i>biplex</i>	7,0	7,0	7,1	34	3	6,3
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-24)	7,0	7,0	7,1	3	4	6,5

### **Analyse for de mest målte vannparametrene**

I analysene ovenfor er pH den eneste vannparameter som inngår fordi dette er den eneste parameter som er målt for alle prøver med algedata (**Tabell 9**). For å karakterisere betydningen av andre parametre er det nødvendig å analysere på utvalg av prøver hvor disse parametrene inngår. Det er foretatt to analyser på utvalg av prøver. Nedenfor er det vist resultater for en analyse med vekt på fysiske forhold (temperatur, termoklin), kalsium og aluminiumsforbindelser. Dette er parametre som er bestemt for ganske mange prøver og som derved utgjør et større utvalg. I tillegg inngår pH samt klassevariablene kalking, år og sesong i analysen.

Analysen omfatter i alt 57 prøver og alle artene som finnes i disse (103). Resultatene viser at det ikke kan knyttes særlig mye biologisk variasjon til temperatur, termoklin og aluminiumsforbindelser (**Tabell 12**). Av disse er det bare temperatur som velges ut i seleksjonen og som kan forklare noe variasjon som ikke omfattes av andre faktorer. De viktigste faktorene er pH/kalking, år og sesong, som i analysen ovenfor. En god del variasjon kan knyttes til kalsium, men denne parameteren velges ikke ut, trolig fordi den er korrelert med pH og ikke bidrar med noe ekstra informasjon.

### **Analyse for betydningen av ioner og næringssalter**

Den siste analysen er foretatt på et utvalg av prøver hvor ioner og næringssalter er tatt med i tillegg til vannparametrene og klassevariablene ovenfor. Det foreligger forholdsvis få prøver med fullstendige målinger for disse variablene. Analysen omfatter bare data fra 1980-81 og 1995-96.

Analysen omfatter i alt 28 prøver og alle artene som finnes i disse (68). Resultatene viser at pH/kalking, forskjeller mellom årene og sesongvariasjoner (vår) er de viktigste faktorene (**Tabell 13**). Det kan også knyttes vesentlig biologisk variasjon til ledningsevne, kalsium, klorid og sulfat, men av disse er det bare klorid (Cl) som velges ut i seleksjonen og som synes å representere informasjon som ikke omfattes av pH og generelle forskjeller fra år til år. Næringssaltene synes generelt å være av liten betydning, men det er litt variasjon som kan knyttes til nitrogen. At det viktigste plantenæringsstoffet fosfor ikke synes å være av noen betydning i denne analysen, kan ha sammenheng med korte tidsserier og at tallene for total fosfor i den tidligste perioden sannsynligvis er beheftet med feil (se avsnitt 2.4).

**Tabell 12.** CCA for analyse av betydningen av fysiske forhold (temperatur, termoklin), kalsium og aluminiumsforbindelser. Analysen omfatter 57 prøver og 103 arter/artsgrupper. A. Eigen-verdier (inertia) og % av total biologisk variasjon for de fire første aksene. B. Beregning av hvor mye biologisk variasjon (%) som kan knyttet til miljøfaktorene, henholdsvis tatt enkeltvis (varians forklart) og i kombinasjon etter utvelgelse i 'forward selection' (ekstra varians). Beregningene i A er utført på utvalg av variable etter 'forward selection'.

	Akse 1	Akse 2	Akse 3	Akse 4	
<b>A</b>					Sum
Eigen-verdier	0.35	0.28	0.17	0.13	1.45
% av total variasjon	10.2	8.1	4.9	3.8	41.9 <sup>a)</sup>
<b>B</b>					Forward selection
Faktor		% varians forklart	% ekstra varians		valgsekkefølge
1981		9.0	5.8		(3)
ikke kalket		6.9	-		-
kalket		6.9	-		-
1989		6.4	6.1		(2)
pH		6.1	6.1		(1) <sup>b)</sup>
Ca		4.6	-		-
1983		4.6	5.8		(4)
1993		4.3	3.8		(5)
Vår		3.8	2.9		(7)
1992		3.8	2.6		(8)
1995		3.5	2.0		(10)
Sommer		2.9	-		-
Termoklin		2.6	-		-
1991		2.6	2.6		(9)
Temperatur		2.6	1.7		(11)
1996		2.3	-		-
1990		2.0	2.9		(6)
LAI		2.0	-		-
1994		2.0	-		-
RAI		2.0	-		-
Høst		2.0	-		-
ILAI		1.7	-		-
		Total forklart varians		41.9	

a) Total biologisk variasjon (total inertia i CA) = 3.46

b) pH er valgt som første variabel for sammenligning med øvrige analyser (størst variansbidrag er knyttet til året 1981 som er eneste år i analysen før kalking)

**Tabell 13.** CCA for analyse av ioner og næringssalter. Analysen omfatter 28 prøver og 68 arter/artsgrupper. A. Eigen-verdier (inertia) og % av total biologisk variasjon for de fire første aksene. B. Beregning av hvor mye biologisk variasjon (%) som kan knyttet til miljøfaktorene, henholdsvis tatt enkeltvis (varians forklart) og i kombinasjon etter utvelgelse i 'forward selection' (ekstra varians). Beregningene i A er utført på utvalg av variable etter 'forward selection'.

	Akse 1	Akse 2	Akse 3	Akse 4	
<b>A</b>					Sum
Eigen-verdier	0.43	0.19	0.18	0.16	1.28
% av total variasjon	16.2	7.2	6.7	5.9	48.1 <sup>a)</sup>
<b>B</b>					Forward selection
Faktor		% varians forklart	% ekstra varians	valgsekkefølge	
pH		12.8	12.8	(1)	
Ikke kalket		12.8	-	-	
Kalket		12.8	-	-	
Ledningsevne (K25)		12.0	-	-	
1996		10.5	-	-	
Klorofyll a		10.2	-	-	
Ca		10.2	-	-	
1995		9.8	7.1	(2)	
1980		8.6	-	-	
1981		8.3	6.8	(4)	
Vår		7.1	7.1	(3)	
Cl		6.8	6.0	(5)	
Sulfat		6.8	-	-	
NO <sub>3</sub> -N		5.3	-	-	
Mg		5.3	-	-	
Na		5.3	-	-	
Temp		5.3	4.9	(6)	
Sommer		4.9	-	-	
Tot-N		4.9	3.8	(7)	
NH <sub>4</sub> -N		4.9	-	-	
K		4.9	-	-	
Termoklin		4.5	-	-	
Tot-P		4.5	-	-	
Høst		4.1	-	-	
		Total forklart varians	48.1		

a) Total biologisk variasjon (total inertia i CA) = 2.66

## 5. Dyreplankton

Den forbedrede vannkvaliteten etter kalking åpner muligheten for nye arter, mens andre får vanskeligere konkurranseforhold. I Sverige er det observert forskjeller i artssammensetning mellom kalkede og ikke kalkede innsjøer (Appelberg & Aldén 1992). Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på hvilke endringer som er en direkte følge av kalkingen og hva som indirekte kan skyldes endringer i fiskefaunaen (Appelberg & Aldén 1992). Analyser av fiskemager viser at *Cyclops scutifer*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Holopedium gibberum* og *Daphnia longispina* (utsatt) var en viktig del av dietten for den minste abboren i Store Finntjenn.

I Rorevassdraget i Aust-Agder har det etter noen få år sannsynligvis dukket opp ca 15 nye krepsdyrarter etter at kalkingen startet (Kaste *et al.* 1996). Også kalkingen av Store Hovvatn (Tovdalsvassdraget) i 1981 ga endringer i dyreplanktonsamfunnet (Brettum & Hindar 1985). Sedimentundersøkelser har vist at den forsuringsfølsomme *Daphnia longispina* tidligere fantes i mange innsjøer i Gjerstadvassdraget. Denne arten tåler vanligvis ikke pH-verdier under 5,5. Store Finntjenn er tidligere undersøkt mht. dyreplankton i perioden 1980-82 i forbindelse med kalking av vannet (Skov 1985).

### 5.1 Tidsutvikling

Tilsammen 10 arter planktoniske krepsdyr er påvist i Store Finntjenn (**Tabell 14**). Data fra 1998 til 1996 er vist i **Vedlegg D**. Med unntak av hoppekrepsen *Diacyclops bicuspidatus* som ble påvist i 1980, 1981 og 1982 (Skov 1985) og 1996 er alle artene vanlige i Sør-Norge. Vannloppen *Daphnia longispina*, som ble funnet i 1988, mangler riktignok i sure vann på Sørlandet. Dette funnet stammer imidlertid høyst sannsynlig fra en utsetting av vannloppen høsten 1982 (Brettum & Hindar 1985). Arten er ikke gjenfunnet etter 1988. Noe overraskende er det kanskje at hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* ikke er påvist i Store Finntjenn. Dette er den vanligste calanoide hoppekrepsen i Sør-Norge og samtidig en av de artene som oftest dominerer planktonet på Sørlandet.

“Nye” arter i 1988-1996-materialet:

- Hoppekrepsen *Mixodiaptomus laciniatus* (calanoid) ble registrert som ny art første gang i 1991. Den ble også funnet i 1995 og 1996.
- Hoppekrepsen *Mesocyclops leuckarti* (cyklopid) var relativt vanlig i både 1988, 1989, 1991, 1995 og 1996. Denne må regnes som ny i og med at den ikke ble funnet i årene 1980-82.
- Enkeltindivider av predatoren *Polyphemus pediculus* er påvist i 1989, 1991, 1995 og 1996. Den ble riktignok funnet i mageprøver i 1980-82 og har derfor vært tilstede tidligere.

Arter som er “forsvunnet” siden 1980/82.

- Hoppekrepsen *Diacyclops bicuspidatus*, som ble funnet (men karakterisert som sjelden) i 1980/82 ble ikke registrert i prøvene fra 1988/ 1995.

Av **Tabell 14** framgår det at det er tre arter som kan dominere i planktonsamfunnet: *Holopedium gibberum*, *Ceriodaphnia quadrangula* og *Cyclops scutifer*. Årsaken til at sommerarten *Holopedium gibberum* ikke ble observert i 1988 er at det kun ble innhentet prøver fra høsten og vinteren dette året (september og desember). Arten er ellers den som oftest dominerer blant vannloppene i innsjøen. Noe overraskende er det at *Bosmina longispina* ikke dominant – i andre undersøkelser fra Sørlandet er dette et av de krepsdyrene som oftest dominerer i planktonet. *Cyclops scutifer* er den eneste arten som dominerer blant hoppekrepsene. Den dominerte også vanligvis planktonet sett under ett.

**Tabell 14.** Oversikt over vannlopper, hoppekreps og svevemygg (*Chaborus flavicans*) i Store Finntjenn i 1980-1996. xxx: dominant, xx: vanlig, x: mindre vanlig, s: sjelden, reg: registrert.

	1980	1981	1982	1988	1989	1991	1995	1996
<b>Vannlopper</b>								
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	xx	xx	s	x	s		s	x
<i>Holopedium gibberum</i>	xx	xxx	xxx	xx	xxx		xx	xx
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	xx	xx	s	xx	x	xxx	xx	xxx
<i>Daphnia longispina</i>				s				
<i>Bosmina longispina</i>	xx	x	x	x	xx	x	xx	x
<i>Polyphemus pediculus</i>					s	s	s	s
<b>Hoppekreps</b>								
<i>Mixodiaptimus laciniatus</i>						x	xx	xx
<i>Cyclops scutifer</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx
<i>Mesocyclops leuckarti</i>				xx	xx	x	xx	x
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	s	s	s					
<i>Chaborus flavicans</i>	reg	reg	reg	reg	reg	reg	reg	reg

## 5.2 Kommentarer til enkeltarter

### *Diaphanosoma brachyurum*:

*D. brachyurum* forekom i høye tettheter i 1980 og 1981 med tetthetsmaksima på rundt 10.000 ind. pr. m<sup>3</sup> (Skov 1985). I 1982 var maksimal tetthet bare ca 5% av hva den var de foregående to årene. I 1988 ble den kun registrert i juni da den utgjorde 2,1%. I 1989 og i 1995 ble den kun påvist ved noen få besøk og utgjorde da aldri mer enn 1% av planktonet.

*D. brachyurum* i Store Finntjenn synes å respondere annerledes enn i de fleste andre lokaliteter etter kalking. I de to nabovannene til Store Finntjenn, Skuggetjern og Lille Finntjenn, økte tettheten til *D. brachyurum* etter kalking (Sandøy 1984). *D. brachyurum* er også i Sverige i mange vann funnet i større tettheter etter kalking (Eriksson *et al.* 1983, Eriksson *et al.* 1982, Fiskeristyrelsen Statens Naturvårdsverk 1981). I Gårdsjön var dette den av de nye artene som økte raskest i antall etter kalking. Allerede sommeren etter kalking dominerte den i planktonet (Svensson *et al.* 1995). En viktig grunn til at denne arten øker i antall til tross for at det samme også var tilfelle for predatorer som svevemygg og vannteger, er sannsynligvis dens evne til å unnsnippe disse (Drenner & McComas 1980). Hörnström *et al.* (1992) fant imidlertid en økning og tilbakegang av arten i like mange vann. Den er også registrert som ny etter kalking (Hörnström & Ekström 1986). Skov (1985) konkluderer med at den lave tettheten i 1982 sannsynligvis kan forklares ut fra endring i algesammensetning.

### *Holopedium gibberum*:

Med unntak av 1991, da det kun foreligger en høst- og en vinterprøve, forekommer *H. gibberum* i relativt høye tettheter i 1988, 1989 og 1995. Størst dominans synes den imidlertid å utgjøre i 1989 da den er dominerende vannloppe. Tidligere undersøkelser har dokumentert at *H. gibberum* er viktig føde for småabbor. Økning av *H. gibberum* i 1989 kan muligens sees i sammenheng med nedgang i abborbestanden dette året.

### *Ceriodaphnia quadrangula*:

*C. quadrangula* utgjør høye andeler av planktonsamfunnet i 1988, 1991 og 1995. Tetthetene samsvarer omtrent med de tettheter som ble funnet i 1980 og 1981. Spesielt høy tetthet var det i september 1991 da 99,6% av planktonet bestod av *C. quadrangula*. I 1995 utgjorde arten gjennomgående høye andeler av planktonet gjennom hele sesongen med en topp i juli da den utgjorde



63,9%. Interessant er det at i 1989 var arten forholdsvis sjelden. Dette året utgjorde den mindre enn 1,0% av planktonet med unntak av i september da 3,3% av planktonet bestod av *C. quadrangula*. Etter høye tettheter i 1980 og 1981 var det en markert nedgang i 1982. Dette ble satt i sammenheng med både nedgang i populasjonstetthet mot slutten av 1981, noe som kan ha resultert i lave tettheter det påfølgende år, og ved at predasjon fra abbor og *Chaoborus* kan ha vært begrensende for populasjonsveksten i 1982 (Skov 1985).

*Ceriodaphnia quadrangula* er både registrert som ny art etter kalking i Sverige (Hörnström *et al.* 1992, Fiskeristyrelsen Statens Naturvårdsverk 1981) og som en art som har økt i antall (Alenäs 1986, Hultberg & Andersson 1982). Tilbakegang er også konstatert (Hörnström *et al.* 1992 Hillbricht-Ilkowska 1977).

#### *Daphnia longispina*:

Enkeltindivider av *D. longispina* ble funnet i juli og september 1988. Fra fylkene Telemark, Aust- og Vest-Agder foreligger informasjon om krepsdyrfaunaen fra 330 lokaliteter der også pH er registrert. Korelasjonen mellom pH og forekomsten av *Daphnia* spp. på Sørlandet følger samme mønster som ellers i landet. Med unntak av de ytre kystområdene med marine avsetninger der de er forholdsvis vanlige, forekommer de bare sporadisk. De er registrert i 8 av 158 lokaliteter med pH < 5,0. De sureste funnlokalitetene er oftest karakterisert ved at vannfargen er gulbrun, dvs at lokaliteten er humuspåvirket. Det er vist at *Daphnia* spp. klarer seg ved lavere pH i lokaliteter med høyt humusinnhold enn hva som er tilfelle i lokaliteter med lavt humusinnhold. Individene som ble funnet i 1988 stammer sannsynligvis fra de som ble satt ut samme år. *D. longispina* synes derfor ikke å ha klart å etablere en populasjon i Store Finntjenn.

#### *Bosmina longispina*:

Forekomsten av *B. longispina* er svært variabel. Ved det første besøket i 1995, 21. juni, dominerte den planktonet (39,4%). I begynnelsen av august 1989 utgjorde den nær 1/3 av planktonet etter at den året før hadde vært helt borte fra planktonet. *B. longispina* er den vanligste vannloppen i Norge og er utbredt over hele landet. I Sør-Norge er den påvist i nesten alle lokaliteter. Den formerer seg partenogenetisk i løpet av sommermånedene, og antallet individer kan derfor variere mye. Dette er samtidig den arten som oftest dominerer i antall.

*Bosmina longispina* er svært tolerant overfor ekstreme miljøer, og den er i Nord-Sverige funnet i en lokalitet med pH 3,3 (Vallin 1953). I Norge er den funnet ved pH 3,9 i Nordmarka/Krokskogen (Jørgensen 1972). Arten opptrer med høy frekvens ved alle pH verdier, med størst andel av lokalitetene når pH ligger mellom 4,5 og 5,0. Ved pH lavere enn 4,5 avtar frekvensen til ca 60%. *Bosmina longispina*, som er den vanligste av vannloppene i Sverige, kan reagere svært forskjellig på kalking. Arten er svært tolerant mot lav pH, og alle endringer i tetthet kan derfor tilskrives biotiske forhold.

#### *Polyphemus pediculus*:

Predatoren *P. pediculus* er vanlig i littoralsonen der den kan forekomme i høye tettheter. Den er imidlertid en planktonlittoralform dvs at den kan vandre ut i pelagialen og også forekomme her. Etter 1989 er den påvist i planktonet fire ganger, riktignok aldri i høye tettheter. Den ble funnet i abbor-mager i 1980-82 og har derfor vært tilstede i vannet tidligere. Predatoren *Polyphemus pediculus* er kommet inn som ny art i både Gårdsjön (Henrikson *et al.* 1984) og Store Härsjön (Eriksson *et al.* 1982). Under eksperimentelle betingelser fant Arvola *et al.* (1986) arten kun ved pH 5,0 eller høyere.



*Mixodiaptomus laciniatus:*

*M. laciniatus* er den eneste calanoiden som er registrert i Store Finntjenn. Den ble første gang påvist i 23. september 1991 da det ble funnet en voksen hann i håvtrekket. I 1995 ble det funnet både voksne hanner og hunner, store copepoditter samt calanoide nauplier som må antas å tilhøre arten. I de fleste vann på Sørlandet er det en eller to calanoider tilstede i planktonet og da som oftest de to artene *Eudiaptomus gracilis* og *Heterocope saliens*. Interessant er det at *M. laciniatus* er funnet i Nisser hvor *E. gracilis* mangler. I 1995 er den også kommet inn i Nesvatn som ny art etter at *H. saliens* har vært eneste calanoide. Undersøkelser fra Troms og Finnmark (Walseng & Halvorsen 1993) tyder på at den er konkurransesvak og uteblir dersom *E. graciloides* er tilstede. I Sør-Norge synes det samme å være tilfelle i vann med *E. gracilis* da sameksistens mellom denne og *M. laciniatus* er sjelden. *M. laciniatus* er beskrevet som en kaldtvannsform (Ekman 1922), men er i Sandvatnet på heia rett vest for Nisser funnet under skoggrensen (Walseng 1989).

*Cyclops scutifer:*

*Cyclops scutifer* var årene 1980-82 den eneste planktoniske cyclopoide copepode i Store Finntjenn. *C. scutifer* er vår vanligste planktoniske hoppekreps, og er utbredt over hele landet fra lavland til høyfjell. *C. scutifer* er også tilsynelatene tolerant overfor lav pH, men er aldri funnet ved pH lavere enn 4,0. Lavest pH er funnet i Napetjernområdet nordøst for Fyresvatn der den er funnet i seks vann med pH 4,4 eller lavere (Walseng 1989). I vann med pH fra 4,5 til 5,0 (Nesvatn), er arten funnet i ca 35% av lokalitetene. Dette er en betydelig lavere frekvens enn i pH-intervallet 5,0-7,0 der den er funnet i nesten 60% av de undersøkte ferskvannslokalitetene.

*Mesocyclops leuckarti:*

*M. leuckarti*, som ikke ble påvist i årene 1980-82, ble funnet i planktonet i 1988, 1989, 1991 og 1995. Selv om det er noe usikkerhet knyttet til bestemmelsen av de minste copepodittstadiene synes det, riktignok med mange forbehold, som om arten utgjør en økende andel av planktonet i Store Finntjenn. I fylkene Telemark, Aust- og Vest-Agder forekommer arten hyppigere ved gunstig pH enn i sure lokaliteter. I 155 vann med pH under 5,0 er den registrert i 12%, mens den i lokaliteter med pH høyere enn 6,0 (30 lok.) er funnet i det tredobbelte antall (37%). Denne arten er mindre vanlig i planktonet enn *C. scutifer*, og den forekommer ofte i grunne lokaliteter og i littoralsonen til større innsjøer. Den finnes også i nabovannene Lille Finntjenn og Skuggetjern (Sandøy 1984).

## 6. Bunndyr

### 6.1 Littorale bunndyr

Det var klare tendenser til tetthetsøkning innen littoralfaunaen etter kalkingen i 1981 (Kroglund & Raddum 1985) (**Figur 15**). I første omgang var det detritusspisende grupper (børstemark, ertemuslinger, døgnfluer og fjærmygg) som viste kraftigst økning. I perioden 1988 til 1991 ble det registrert en reduksjon i forekomst av de fleste gruppene, mens forekomsten av døgnfluer økte i 1991. Denne fortsatte svingningen i forekomst/tetthet antyder at innsjø-økosystemet ikke er intakt, og fortsatt preget av forurensningsskadene. I hvilken grad mangelen på stabilitet skyldes predasjon fra abbor, eller svingninger i littoral-vannkvaliteten kan ikke avklares med denne undersøkelsen.

Økningen i bunndyrforekomst de første årene etter kalkingen i 1981 kan være årsak til den økte tilveksten registrert hos abbor fra 1981 til 1984 (Kleiven *et al.* 1989). Økt tetthet av abbor har deretter holdt bunndyrbestanden nede. Analyser av fiskemager viser at fjærmygg, døgnfluer (*Leptophlebia vespertina*) og svevemygg (*Chaoborus flavicans*) var en viktig del av dietten for abbor i Store Finntjenn.

#### Kommentarer til enkeltgrupper

##### Ertemuslinger:

Økland (1980) har påpekt bløtdyrenes spesielle krav til vannkvalitet, og økningen i forekomsten av ertemuslinger må tilskrives økt kalsiumkonsentrasjon i innsjøen. Positiv utvikling i forekomsten av bløtdyrene etter kalking er også påvist i andre lokaliteter (Eriksson *et al.* 1982).

##### Døgnfluer:

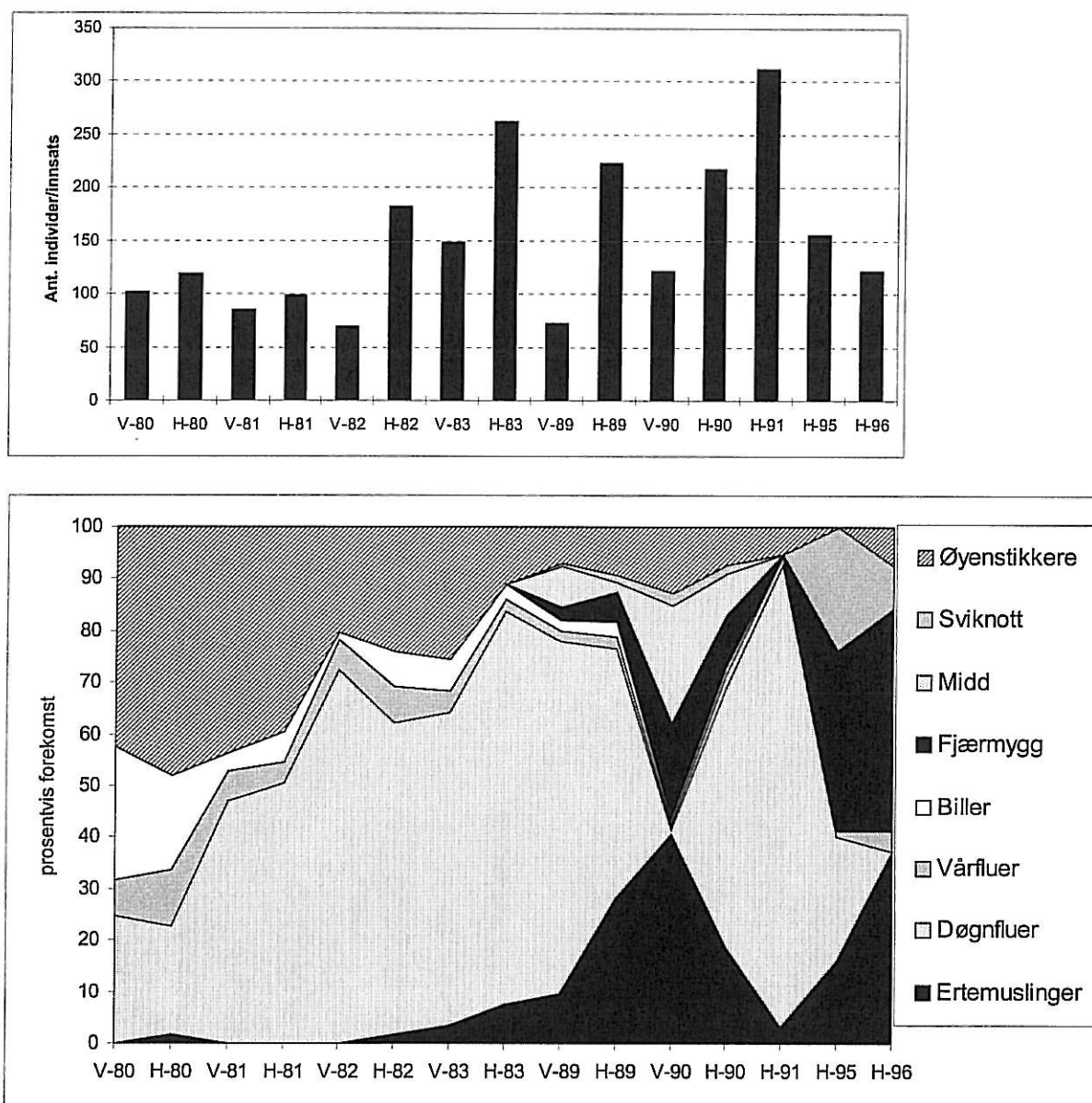
*Leptophlebia vespertina* og *L. marginata* var de eneste artene av kvalitativ betydning. *L. vespertina* var den viktigste arten. Denne arten er forurensningstolerant, og er registrert ned til pH 3.8 i Sverige (Engblom & Lindell 1983). Forekomsten av døgnfluer økte etter kalkingen i 1981. Døgnfluer er detrituspisere, og favoriseres av kalking på grunn av den økte omsetningen av humus (Traaen 1980, Gahnstrøm *et al.* 1980). Økende abborbestand vil derimot holde døgnfluetettheten nede. Positive effekter på *L. vespertina* er også vist i andre kalkede lokaliteter. Døgnfluene har utgjort en betydelig andel av den littorale faunaen, men våren 1990 ble det funnet svært få individer og høsten 1996 ble det ikke funnet noen individer i prøvene.

##### Vårfluer:

Tettheten av vårfluer har svingt en del i løpet av undersøkelsesperioden, men gir ikke grunnlag for å påstå at det har vært endringer i forekomst etter de første to årene. Endringen fra de første to årene skyldes sannsynligvis predasjon fra abbor.

##### Biller:

Forekomsten av vannkalver sank umiddelbart etter kalkingen i 1981. Deretter jevnt lavt nivå i perioden 1981-1990. I 1991 var forekomsten ytterligere redusert, og i prøvene fra 1995 og 1996 ble det ikke påvist vannkalver. Årsak til lavere tetthet etter kalkingen er ikke umiddelbart klar, men her er også økt predasjonstrykk fra abbor den mest sannsynlige årsaken.



**Figur 15.** Prosentvis forekomst og antall registrerte individer av littorale bunndyr.

#### Fjærmygg:

Fjærmygg utgjør en stor andel av den littorale faunaen f.o.m. 1989. Denne gruppen har nok utgjort en stor andel av den littorale faunaen tidligere også, men er ikke kvantifisert før 1989.

#### Øyestikkere:

Forekomsten av øyestikkere har vist tegn på redusert tetthet. Nivået fra 1989 til 1996 var lavere enn tettheten før kalkingen i 1981. Forekomsten av vannymfer sank allerede året etter kalking i 1981, og tettheten i 1990 og 1991 var halvert i forhold til forekomsten i 1980. Samtlige øyestikkergrupper beites på av abborren. Redusert tetthet i 1990-1996 skyldes sannsynligvis en kombinasjon av økt predasjon, samt økt næringskonkurransen fra abbor. Prøvene fra 1995 og 1996 viser at tettheten av øyestikkere fortsatt er lavere enn i perioden 1980-82.

Andre grupper

Det ble i 1989 påvist igler for første gang i innsjøen, og i de kvalitative prøvene fra 1996 ble det også funnet 3 individer av denne gruppen. Likeledes synes forekomsten av vannskorpion å være økende, men antallet funnet var fortsatt svært lavt (2-4 individer pr. år).

Buksvømmere, som er vanlige i sure vann, har aldri vært vanlige i Store Finntjenn. Dette skyldes sannsynligvis predasjon fra abbor. Likevel ble det både i 1990 og 1991 påvist opptil 6 buksvømmere hver høst. Det ble derimot ikke påvist buksvømmere i prøvene fra 1995 og 96.

**6.2 Profundale bunndyr (kvantitative bunndyrprøver)**

De dominerende gruppene på dypene fra 0,5, 2 og 5 m er fjærmygg, rundormer og fåbørstemark. På 9 meters dyp utgjør svevemygg en stor andel av bunndyrforekomstene. Utviklingen i tetthet av de ulike gruppene fra 1980-83 og i 1995 er vist i **Figur 16** til **Figur 19**, samt i **Vedlegg E**. Det er kun framstilt data for høstprøvene i denne rapporten.

Det synes å ha vært en økning i totalt antall bunndyr i bløtbunnsprøvene fra Store Finntjenn i perioden 1980-1995. De fleste av de undersøkte dyregruppene har fått økt tetthet etter kalking. En mulig årsak til dette er at kalkingen har ført til økt omsetning av dødt organisk materiale på sedimentoverflaten. Mens høyeste bunndyrtetthet i 1980 var i underkant av 5000 ind/m<sup>2</sup>, (dyp: 0,5-2m) var individantallet nær 40000 pr m<sup>2</sup> i 1995 (dyp: 0,5 m).

**Kommentarer til enkeltgrupper**Ertemuslinger

På samme måte som i littoralfaunaen, ser det ut til å ha vært en økning i forekomsten av ertemuslinger. Gruppen var bare til stede på 2 og 5 meters dyp. Høyeste registrerte tetthet var nær 600 ind./m<sup>2</sup>.

Døgnfluer

Det ble ikke funnet døgnfluer under prøvetakingen høsten 1995. Gruppen var heller ikke tilstede i de littorale prøvene som ble samlet inn våren 1990 og høsten 1996. I 1980, 1981 og 1983 ble det funnet 25-250 døgnfluer/m<sup>2</sup> ned til 5 meters dyp i innsjøen. De varierende forekomstene av døgnfluer skyldes sannsynligvis i stor grad predasjon fra fisk.

Vårfluer

Denne gruppen ble heller ikke funnet høsten 1995, men ble registrert i alle årene ellers. Vårfluene ble funnet ned til 2 meters dyp, med tettheter opp mot 70 ind/m<sup>2</sup>. Basert på tilgjengelige data er det ikke mulig å påvise effekter av kalkingen på tettheten av vårfluer i innsjøen.

Fjærmygg

Fjærmygg er funnet på alle dyp ned til 10 meter, men de største forekomstene er registrert på 0,5 og 2 meters dyp. Tettheten av denne gruppen ser ut til å ha økt etter kalking (opp mot 25000 ind/m<sup>2</sup> i 1983).

Børstemark

Det ble funnet svært høye tettheter av denne gruppen høsten 1995 (6000 ind/m<sup>2</sup>), mot maks ca 1000 ind/m<sup>2</sup> i tidligere år. De høyeste tetthetene ble funnet på 0,5-2 meters dyp, men det ble ikke registrert noen individer på 10 meters dyp.

#### Midd og sviknott

Det ble registrert relativt høye konsentrasjoner av disse gruppene høsten 1995, sammenlignet med tidligere år. Maksimale tettheter av midd og sviknott var hhv. ca 2000 og 3000 ind/m<sup>2</sup>, og de fantes ned til 5 meters dyp.

#### Rundmark

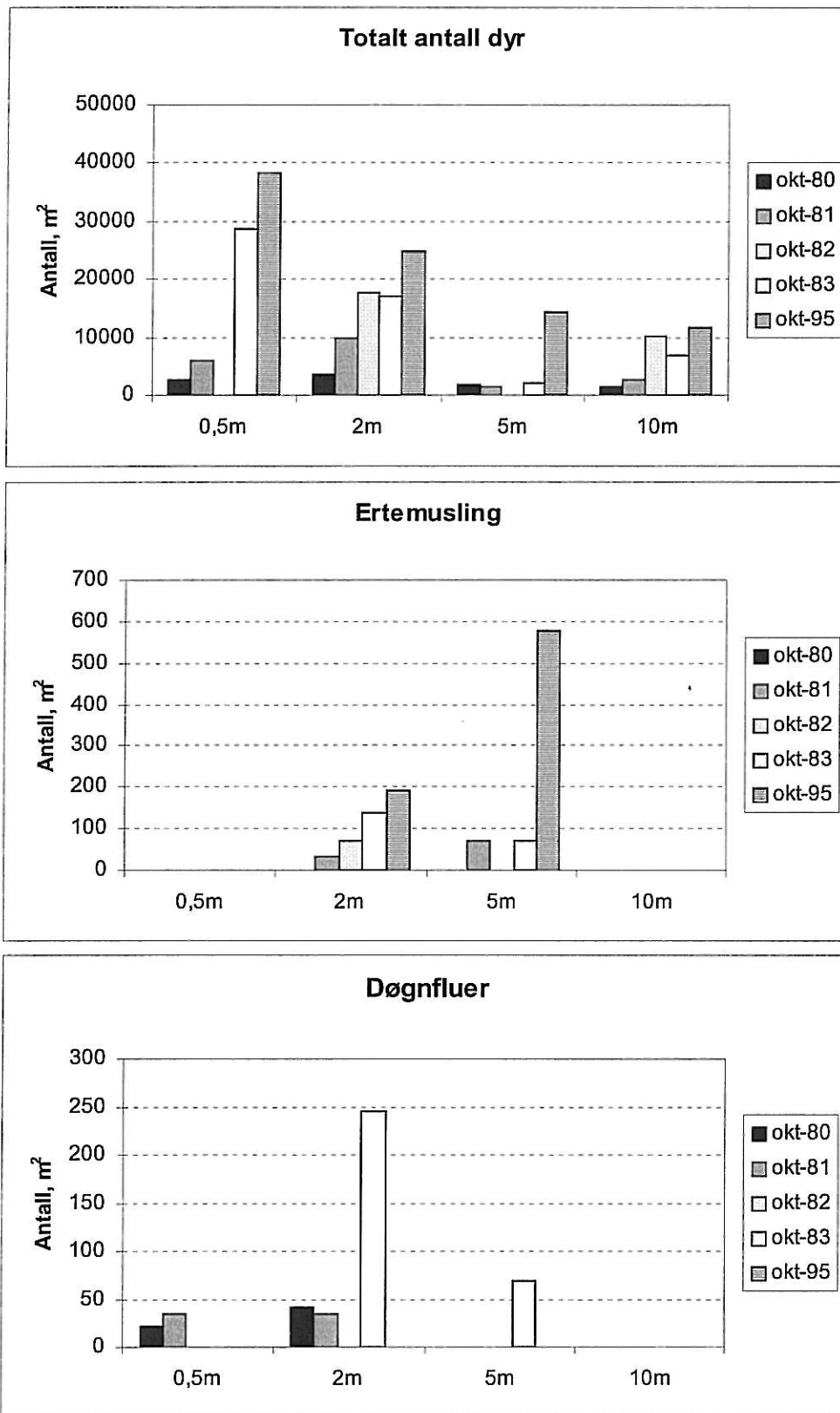
Denne gruppen hadde også høyere forekomst i 1995 (opp mot 1000 ind/m<sup>2</sup>) sammenlignet med tidligere år. Rundmark var tilstede i 1981-83, men stort sett i lave tettheter. Gruppen ble ikke påvist i innsjøen før kalking.

#### Mudderfluer

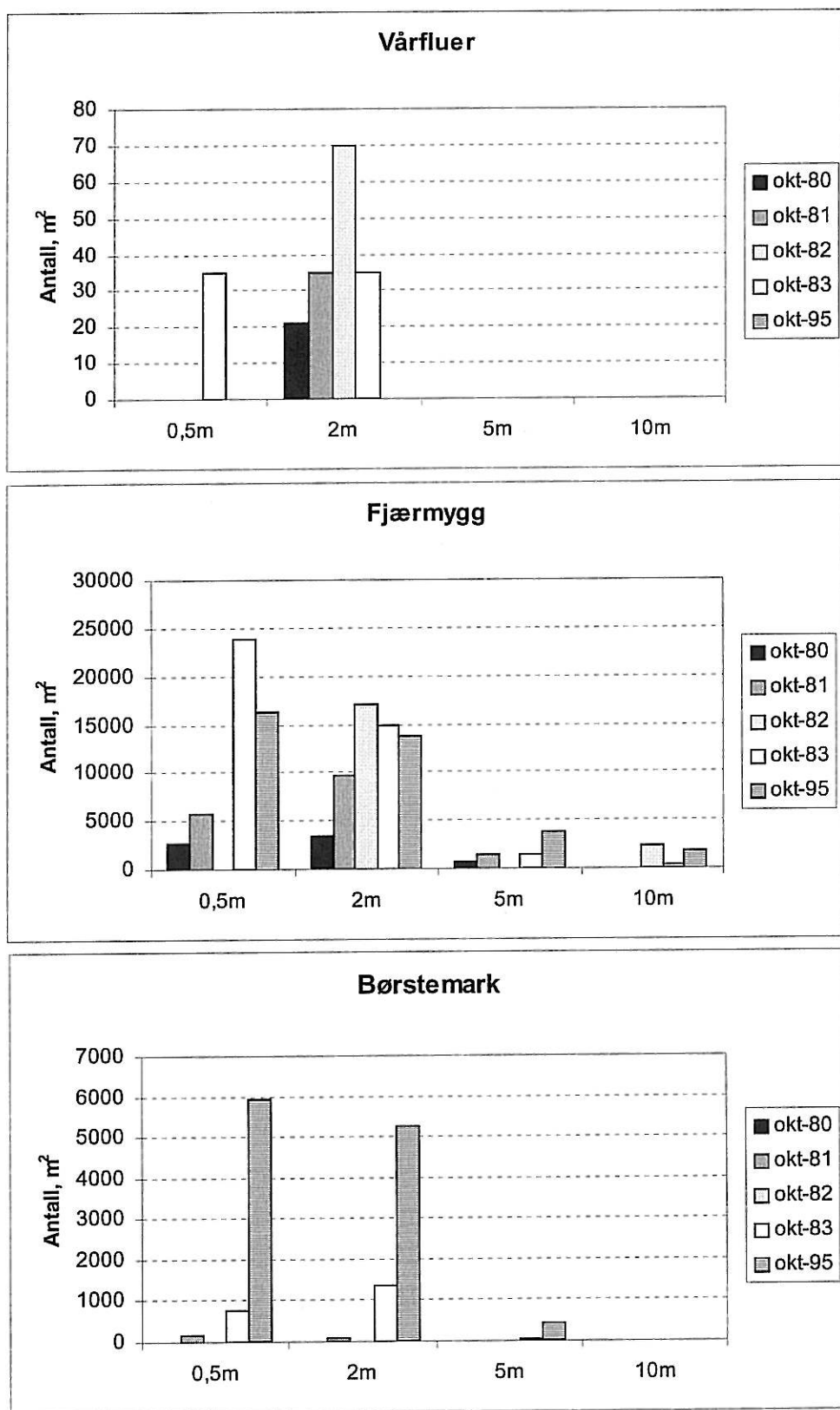
Det er kun gjort sporadiske funn av mudderfluer i innsjøen, i 1980 og 1995 – begge år på 2 meters dyp.

#### Svevemygg

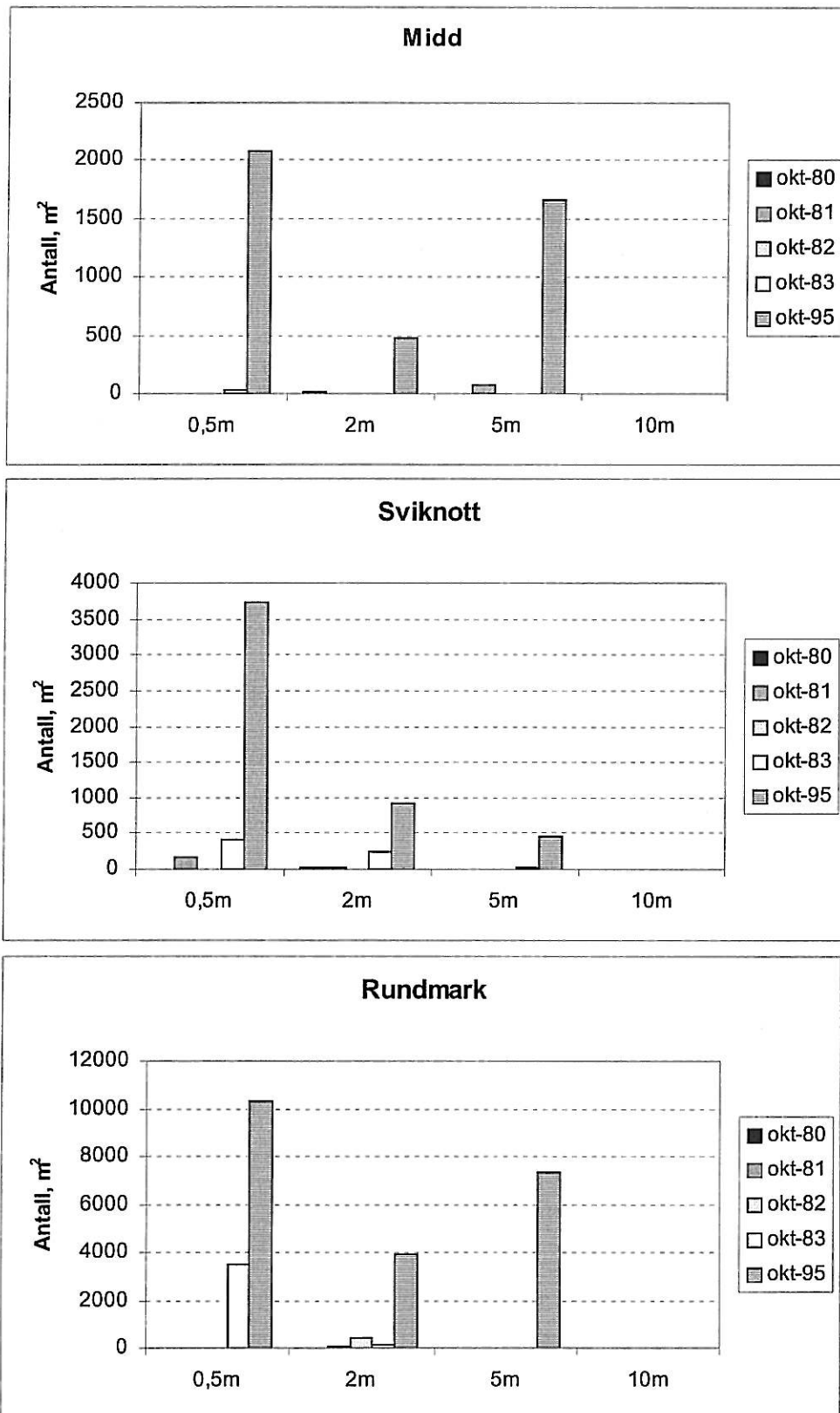
Svevemyggen foretrekker de dypere områdene i innsjøen, og er kun funnet på 5 og 10 meters dyp i denne undersøkelsen. Gruppen er funnet i alle de undersøkte årene, men på 10 meters dyp synes det å ha vært en tetthetsøkning etter kalking (opp mot 10000 ind/m<sup>2</sup> i 1995).



Figur 16. Totalt antall dyr i bløtbunnsfaunaen, samt tetthet av gruppene ertemusling og døgnfluer.

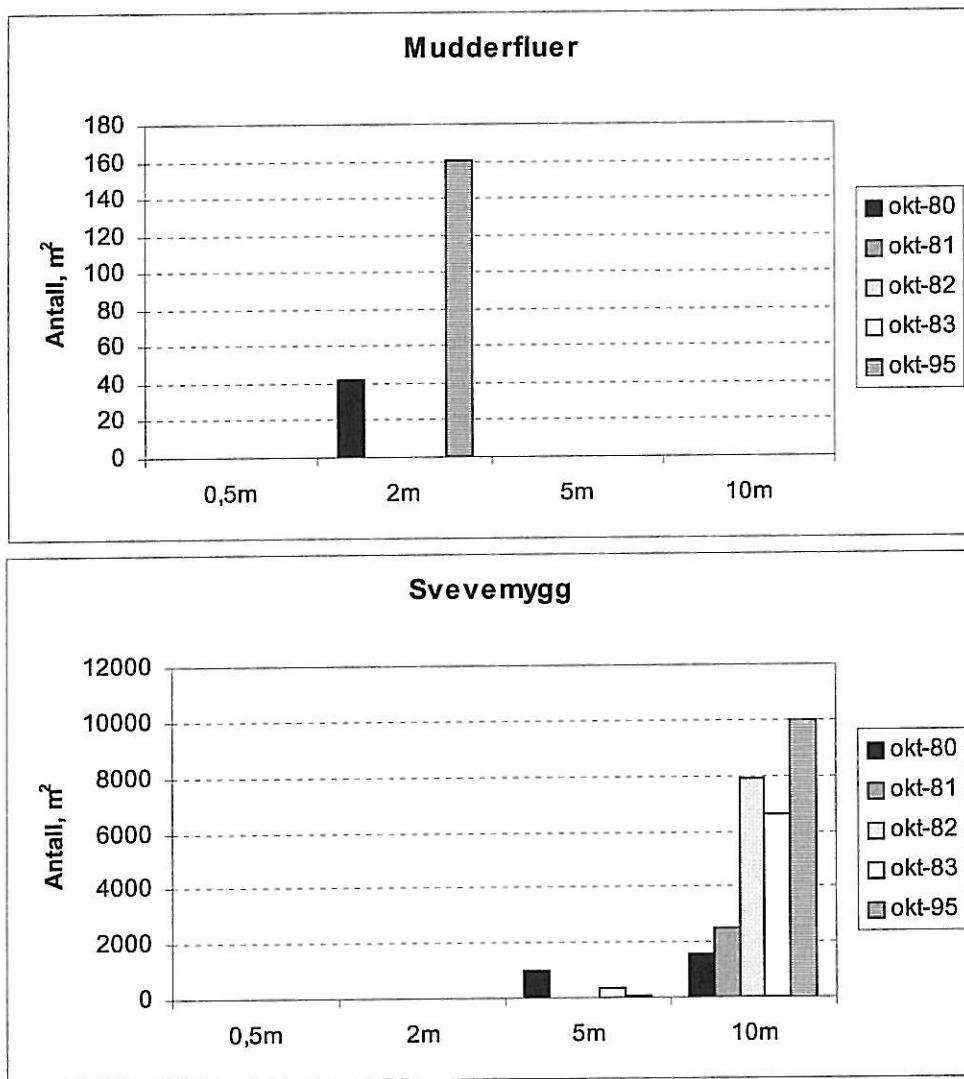


Figur 17. Tetthet av gruppene vårfluer, fjærmygg og børstemark.



Figur 18. Tetthet av gruppene midd, sviknott og rundmark.





Figur 19. Tetthet av mudderfluer og svevemygg.

## 7. Fisk

I 1980 hadde Store Finntjenn en tynn, forgubbet abborbestand, som nesten utelukkende bestod av fisk fra 1973-årsklassen (**Tabell 15**). Forsuring er antatt å være årsak til den manglende formeringen i perioden 1974-1980. I 1981 var det igjen vellykket formering som gav opphav til en sterk årsklasse. Den vellykkede formeringen i 1981 kan ha hatt sammenheng med en snøfattig vinter og en mild vår, som medførte gunstige kjemiske og biologiske forhold i innsjøen. Kalkingen i september 1981 bidro dessuten til å beskytte fisken mot senere sure episoder. Fisk fra de sterke årsklassene 1973 og 1981 ble fanget i innsjøen helt fram til hhv. 1990 og 1991.

Videre kalking av innsjøen bidro til vellykket formering hvert år, med mulig unntak av 1987 (Kleiven *et al.* 1989, DN 1992, 1993, 1994ab, 1995). Kraftig gjenforsuring av innsjøen høsten 1987 og vinteren 1988 medførte omfattende fiskedød om våren (DN 1992). Det gikk særlig hardt utover den yngste fisken, der den sterke 1986-årsklassen ble helt utradert.

Økt dødelighet på fisk p.g.a. forsuring er registrert fra tidlig i dette århundre (jfr. Rosseland 1986). Død fisk blir sjelden observert direkte, slik at plutselig fravær av årsklasser kan være det som først tilsier at det har vært fiskedød. Utenom de aller yngste stadiene (rogn og tidlig yngel) viser litteraturen at fiskedød rammer eldre fisk (Rosseland 1986). For abbor synes fiskedød å være et svært sjelden fenomen, og det er sparsomt med opplysninger om dette i litteraturen. Fra Finland er det imidlertid rapportert om død av abbor i en liten, forsuret skogsjø med ekstremt humusinnhold (Rask 1984). Døden av ung abbor i forbindelse med forsuringsepisoden i 1988 kan derfor synes å være spesiell for Store Finntjenn.

Kalking 20. mai 1988 reddet årets rogn og denne årsklassen var den absolutt største i fangstene fram til og med 1992, og igjen i 1994, og den nest største i 1995. Etter 1988 har det vært vellykket formering hvert år og et forholdsvis bredt sammensatt aldersspektrum (0+ til 8+).

Den gamle abborbestanden i Store Finntjenn hadde flest abbor på 17 cm og kun to over 20 cm i 1980 (Kleiven *et al.* 1989). Gjennomsnittslengden for 1973-årsklassen økte utover mot 1984, men dominerende lengde og maksimumslengde i 1987 var ganske lik resultatet fra 1980. Maksimumslengden for abboren har heller ikke endret seg noe de etterfølgende år (jfr. DN 1994ab, 1995). Derimot var det for nyrekruttene en signifikant økning i veksten andre året i forhold til 1973-årsklassen, men effekten avtok fort (Kleiven *et al.* 1989).

Basert på tørrvekter var insekter den dominerende føden for abboren i Store Finntjenn både i 1980-1983 og i 1987 (Kleiven *et al.* 1989). Andelen insekter/dyreplankton økte proporsjonalt med størrelsen på fisken. I lengdegruppe I dominerte således dyreplankton i dietten våren 1982 og sommeren 1987. Det var også betydelige innslag av dyreplankton i magene sommeren 1982 og høsten 1983. For lengdegruppe II var det mindre innslag av dyreplankton somrene 1982 og 1987 og et litt større innslag høsten 1987. I lengdegruppe III var det kun et mindre innslag av dyreplankton våren 1981. Blant dyreplanktonet hadde *Bosmina longispina* størst betydning, særlig i lengdegruppe I. Til ulike tider og ulike lengdegrupper forekom *Cyclops scutifer*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Holopedium gibberum* og *Daphnia longispina* i betydelige mengder. I 1983 utgjorde den nyutsatte *D. longispina* 30% av dyreplanktondietten til abbor i lengdegruppe I. Blant insektene forekom fjærmygg og døgnfluer (*Leptophlebia vespertina*) hyppigst, særlig i lengdegruppe I og II. I lengdegruppe III forekom svevemygg (*Chaoborus flavicans*) hyppig, og den hadde et betydelig innslag i dietten til lengdegruppe II høsten 1983.

Veksten for abboren i Store Finntjenn er dårligere enn det en vanligvis finner i andre kalkings-lokaliteter på Agder (Jfr. Kleiven og Håvardstun 1997). Det gjelder særlig veksten etter det første året. For å oppnå en større vekst i Store Finntjenn, må fisken få bedre mattilgang. Den registrerte vekstøkningen som skjedde temporært i innsjøen etter kalking skyldes sannsynligvis bedret mattilgang etter kalkingen (Kleiven *et al.* 1989). Imidlertid avtok veksten til det tidligere nivået, noe som kan skyldes nedbeiting av næringskapitalen og kanskje også en viss økning i antall fisk. Vekstpotensialet for abbor er stort dersom abboren har god tilgang på fiskediett (jfr. Kleiven 1998) eller der bestanden er kraftig uttynnet pga. forsuring (jfr. DN 1995).

**Tabell 15.** Aldersfordeling for tryte fanget i Store Finntjenn 1980-1996.

	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+	11+	12+	13+	14+	15+	16+	17+	Ubest	Sum	
1980						1		176	1	1										179	
1981	1								131										3	135	
1982	16	135								30										181	
1983	17	26	100								26			1						170	
1984	26	26	11	94								8								165	
1985	2	60	9	16	55									3						145	
1986	5	11	47	23	30	66									2					184	
1987		81	13	33	28	11	63									1				230	
1988	19			1	14	12	5	44									1			96	
1989		425		1	4	6	1	2	8											447	
1990	5	16	220							2									2	1	246
1991	5	83	17	200							2										307
1992	22	8	18	2	90																140
1993	11	133	1	16	3	131															295
1994	13	36	28	1	7		47														132
1995	20	42	15	27		2		38													144
1996	4	69	11	10	5			1	9												109
<b>Sum:</b>	<b>166</b>	<b>1151</b>	<b>490</b>	<b>424</b>	<b>236</b>	<b>229</b>	<b>116</b>	<b>261</b>	<b>149</b>	<b>33</b>	<b>28</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>3305</b>	

## 8. Sammenfattende diskusjon

### 8.1 Kjemiske og biologiske endringer som følge av kalkingen

#### Vannkvalitet

Vannkvaliteten i Store Finntjenn er preget av rask gjenforsuring etter kalking pga. den korte oppholdstiden i innsjøen (0,5 år). Innsjøkalkingen i september 1981 førte til at kalsiumkonsentrasjonen i overflatevannet økte fra 1,4 mg/L til 2,6 mg/L og pH-verdiene økte fra om lag 5,6 til 6,5. Konsentrasjonene av labilt aluminium avtok fra 60 til 0 µg/L umiddelbart etter den første kalkingen. Den alvorligste forsuringsepisoden etter 1981 fant sted i løpet av den nedbørrike vinteren 1987/88, da pH sank til 5,0 eller lavere i hele vannmassen. Episoden førte til omfattende fiskedød våren 1988. Siden har pH-verdiene i innsjøens hovedvannmasser ligget over vannkvalitetsmålet på 5,5, og konsentrasjonene av labilt aluminium har stort sett ligget på et nivå som regnes som ufarlig for innlandsfisk (<50 µg/L). Om vinteren kan det imidlertid danne seg et surtvannslag rett under isen, med betydelig lavere pH og høyere aluminiumskonsentrasjoner.

#### Plantep plankton

Artssammensetningen i Store Finntjenn var før kalkingen relativt typisk for små, sure og næringsfattige innsjølokaliteter med noe humøse vannmasser. De første årene etter kalking ble det registrert en kraftig økning i total algebiomasse, sannsynligvis som følge av økt mikrobiell nedbrytning (mineralisering) av akkumulert organisk materiale i innsjøen. I siste halvdel av undersøkelsesperioden har mengden alger vært omtrent på samme nivå som tiden før kalking. Det er i første rekke innholdet av næringssalter, og da særlig tilgjengelig fosfor, som avgjør den totale plantep planktobiomasse som kan utvikles i en innsjø.

På tross av at totalvolumet av alger har variert noe gjennom perioden, har kalkingen først og fremst medført en endring i den mengdemessige forekomsten av ulike arter/grupper. Grønnalgene viste en kraftig respons på den første kalkingen, i første rekke gjennom økning i antallet av små former. Gullalger, som ofte er vanlige i sure, næringsfattige innsjøer, utgjorde ikke noen spesielt stor andel av plantep planktonet i Store Finntjenn, hverken før eller etter at innsjøen ble kalket. Fureflagellatene har derimot vist en tendens til noe økning i perioden 1989-96 sammenlignet med perioden 1980-83. Cyanobakteriene viste en nedgang umiddelbart etter den første kalkingen, men økte kraftig i årene 1982-83. I perioden 1989-96 var denne gruppen imidlertid av helt underordnet betydning. Svelgflagellaten *Katablepharis ovalis*, som regnes som karakterart for vannkvaliteter med pH over 5,5, ble ikke registrert før kalking. Den økte relativt markert i 1982, og var tilstede i resten av undersøkelsesperioden, riktignok i beskjedent antall.

Det er benyttet en kanonisk korrespondanse analyse (CCA) for å beskrive hovedforandringene i algesamfunnet og relatere dette til tidsforløp, sesong, kalking, næringssalter og vannfysiske parametre. Miljøfaktorene i analysen (pH og klassevariablene ukalket/kalket, år og sesong) kan beskrive i alt 39% av den totale variasjonen i algedataene. De viktigste forandringene i algesamfunnets sammensetning kan relateres til kalking og pH, dernest til år, som innebærer at det også er forskjeller mellom årene som ikke kan direkte knyttes til kalking og pH. Analysen viser at plantep planktonsamfunnet endret seg i 1982-83 som følge av kalkingen. I 1989 var det et svært spesielt samfunn med dominante arter som ellers ikke var vanlige i planktonet. Dette er antatt å skyldes den kraftige reforsuringen som fant sted i innsjøen vinteren 1987/88. Året 1990 representerte så et mellomår fram til et forholdsvis stabilt samfunn fra og med 1993. Sesongvariasjonene var betydlige, men ikke så markerte som forskjellene mellom årene. Det var spesielt vårprøvene som skilte seg ut, mens det var mindre forskjeller mellom prøver fra sommer og høst.

Analysen viste at det ikke kan knyttes særlig mye variasjon i planteplanktonsamfunnet til temperatur, termoklin og aluminiumsforbindelser, men at det kan knyttes vesentlig biologisk variasjon til parametrene ledningsevne, kalsium, klorid og sulfat. Av disse er det imidlertid kun klorid (Cl) som synes å representere informasjon som ikke omfattes av pH og generelle forskjeller fra år til år. Næringssaltene synes generelt å være av liten betydning, men det er litt variasjon som kan knyttes til nitrogen. At det viktigste plantenæringsstoffet fosfor ikke synes å være av noen betydning i denne analysen, kan ha sammenheng med korte tidsserier og at tallene for total fosfor i den tidligste perioden sannsynligvis er beheftet med feil (se avsnitt 2.4).

#### Dyreplankton

Tilsammen 10 arter planktoniske krepsdyr er påvist i Store Finntjenn. Med unntak av hoppekrepsen *Diacyclops bicuspidatus* er alle artene vanlige i Sør-Norge. Vannloppen *Daphnia longispina*, som ble funnet i 1988, mangler riktignok i sure vann på Sørlandet. Dette funnet stammer imidlertid høyst sannsynlig fra en utsetting av vannloppen høsten 1982, og arten er ikke gjenfunnet etter 1988.

Tre arter er kommet inn etter kalking: Hoppekrepsene *Mixodiaptomus laciniatus*, *Mesocyclops leuckarti* og predatoren *Polyphemus pediculus*. Tre arter kan dominere planktonsamfunnet: vannloppene *Holopedium gibberum* og *Ceriodaphnia quadrangula*, samt hoppekrepsen *Cyclops scutifer*. Sistnevnte art er den eneste som dominerer blant hoppekrepsene. Det er noe overraskende at hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* ikke er påvist og at vannloppen *Bosmina longispina* ikke er dominant i Store Finntjenn. Disse artene dominerer ofte planktonet i innsjøer på Sørlandet.

#### Bunndyr

Det var klare tendenser til tetthetsøkning innen littoralfaunaen etter kalkingen i 1981 (Kroglund & Raddum 1985). I første omgang var det detritusspisende grupper (børstemark, ertemuslinger, døgnfluer og fjærmygg) som viste kraftigst økning. I perioden 1988 til 1991 ble det registrert en reduksjon i forekomst av de fleste gruppene, mens forekomsten av døgnfluer økte i 1991. De relativt store svingningene i forekomst/tetthet antyder at innsjø-økosystemet ikke er intakt, men fortsatt preget av forurensningsskader. I hvilken grad mangelen på stabilitet skyldes predasjon fra abbor, eller svingninger i littoral-vannkvaliteten er ikke kjent.

Økningen i bunndyrforekomst de første årene etter kalkingen i 1981 kan være årsak til den økte tilveksten registrert hos abbor fra 1981 til 1984 (Kleiven *et al.* 1989). Økt tetthet av abbor har deretter holdt bunndyrbestanden nede. Dette synes som lavere bunndyrfangster i 1989 og 1990 enn i 1983, uten at tilsvarende reduksjon i abborfangsten er påvist. Analyser av fiskemager viser at fjærmygg, døgnfluer (*Leptophlebia vespertina*) og svevemygg (*Chaoborus flavicans*) var en viktig del av dietten for abbor i Store Finntjenn.

Av de profundale bunndyrgruppene (bløtbunnsfaunaen) dominerte fjærmygg, rundormer og børstemark på dyp mellom 0,5 og 5 m, mens svevemygg utgjorde en stor andel av forekomstene på 10 meters dyp. Det synes å ha vært en økning i totalt antall dyr i bløtbunnsprøvene fra Store Finntjenn i perioden 1980-1995. De fleste av de undersøkte dyregruppene har fått økt tetthet etter kalking. En mulig årsak til dette er at kalkingen har ført til økt omsetning av dødt organisk materiale på sedimentoverflaten. Mens høyeste bunndyrtetthet i 1980 var i underkant av 5000 ind/m<sup>2</sup>, (dyp: 0,5-2m) var individantallet nær 40000 pr m<sup>2</sup> i 1995 (dyp: 0,5 m).

#### Fisk

Store Finntjenn hadde i 1980 en sterkt forgubbet abborbestand, som imidlertid hadde vellykket reproduksjon våren 1981 (Kleiven *et al.* 1989). Regelmessig kalking siden høsten 1981 førte til at rekrutteringen kom i gang igjen, og i 1989 hadde abborbestanden et relativt bredt aldersspekter (1+ -



7+). Etter forsuringsepisoden i 1988 (DN 1992) bygde bestanden seg opp på ny med et tilsvarende bredt aldersspekter (0+ - 8+). Episoden i 1988 underbygger at det var forsuring som var årsaken til den skeive aldersfordelingen som prøvofisken i 1980 viste.

Abborbestanden i Store Finntjenn var ganske tallrik i 1980 og således noe forskjellig fra mange andre forsuringsskadede abborbestander på Sørlandet (jfr. Rosseland *et al.* 1981, Kleiven og Håvardstun 1997). Kalkingen i Store Finntjenn har ikke resultert i en tallrik oppblomstring av abbor som i de fleste andre kalkingslokaliteter i landsdelen (jfr. Kleiven og Håvardstun 1997), men et viktig resultat er at det ble gjenopprettet et mer normalt aldersspekter på fisken.

## 8.2 Vurdering av kalkingen

Med den relativt korte oppholdstiden for vannet i Store Finntjenn (drøyt 5 mnd) er det ikke mulig å holde en stabil vannkvalitet gjennom året, selv om innsjøen kalkes hvert år. Surt vann fra nedbørfeltet omkring sørger for en kontinuerlig gjenforsuring av innsjøens vannmasser, noe som kan være spesielt fremtredende om vinteren da det kalkede tilrenningsvannet ofte samler seg i de øverste meterne under isen. Under slike forhold kan det oppstå stress på vannlevende organismer som oppholder seg i den øvre strandsonen. Viktige problemstillinger for de biologiske undersøkelsene i Store Finntjenn har derfor vært: (I) å undersøke om det oppnås en ny biologisk stabilitet i innsjøen, på tross av korttidsvariasjonene i vannkvalitet, og (II) å undersøke om det kalkede økosystemet nærmer seg det en finner i naturlige, uforsurede innsjøer.

Abboren ser ut til å være den organismegruppen som har reagert mest positivt på kalkingen. Rekrutteringen kom i gang igjen, og bestanden bygde seg opp på ny med et bredt aldersspekter. Effektene på mindre organismer som plankton og bunndyr ser ut til å kunne deles opp i korttidseffekter og langtidseffekter: I de første årene etter kalkingen kunne det registreres et midlertidig oppsving i biomassen av både planteplankton og bunndyr. Dette har trolig sammenheng med at kalkingen stimulerte til økt mikrobiell nedbrytning (mineralisering) og frigjøring av næringssalter fra dødt organisk materiale som hadde akkumulert gjennom flere tiår med kraftig forsuring. Dette kan ses på som en midlertidig eutrofiering som følge av kalkingen. Målt som biomasse av primærprodusenter, avtok dette etterhvert, slik at en på 1990-tallet havnet på omlag samme nivå som før kalking.

Det har skjedd en rekke kvalitative og kvantitative endringer innenfor de ulike organismegruppene, som en antar har sammenheng med kalkingen. De biotiske samfunnene har beveget seg i retning av et naturlig, uforsuret samfunn, men uten helt å oppnå den stabilitet og artssammensetning som kjennetegner disse systemene. Relativt store svingninger i forekomst/tetthet av ulike organismegrupper antyder at innsjø-økosystemet fremdeles ikke er intakt, men fortsatt preget av tidvis ikke-optimal vannkvalitet. Dette gjelder for eksempel bunndyrsamfunnet i innsjøen. Hvor mye av dette som skyldes predasjon fra abbor, eller svingninger i littoral-vannkvaliteten er usikkert.

Den statistiske analysen som er gjennomført på planteplanktonet i innsjøen viser noen interessante forhold med hensyn til biologisk stabilitet: Planteplanktonets kvantitative sammensetning endret seg raskt etter kalking, men pga. kort generasjonstid reagerer også samfunnet raskt på episoder med reforsuring. Forsuringsepisoden vinteren 1987/1988 førte til utvikling av et svært spesielt sammensatt planteplanktonsamfunn. Analysen viste imidlertid en tydelig stabilisering av samfunnet utover på 1990-tallet, sannsynligvis pga. en jevnere vannkvalitet og at biotiske interaksjoner har fått pågå over lengre tid.

### 8.3 Anbefalinger

Stabilisering av vannkvaliteten gjennom året er viktig for å kunne oppnå økologisk balanse i et kalket innsjøsystem. I Store Finntjenn anbefales det derfor at en fortsetter med kalking hvert år, slik som det er praktisert siden 1995. Etterhvert som den generelle vannkvaliteten forbedres som følge av redusert svovelnedfall, kan en sannsynligvis gå gradvis ned på kalkdosene. Dette forutsetter imidlertid at det gjennomføres regelmessige vannkjemiske kontrollundersøkelser i innsjøen.

Resultatene fra Store Finntjenn understreker betydningen av kjemiske og biologiske langtidsserier. Biogeokjemiske responser kan ofte deles opp i korttids- og langtidseffekter, og det tar derfor lang tid før økosystemet kommer i ny likevekt etter et kalkingstiltak. Langtidsseriene fra Store Finntjenn er derfor svært verdifulle og bør suppleres med en bred biologisk undersøkelse hvert 5. år, for å dokumentere fortsatte økologiske endringer som følge av kalking og redusert svovelnedfall.

## 9. Referanser

- Alenäs, I. 1986. Kalkningsprosjektet Härskogen 1976-86. - Swedish Environm. Res. Inst., B 846.
- Appelberg, M. & Aldén, V. 1992. Integrerad oppfølging av kalkingens effekter på sjøar og vattendrag - en treårsrapport. - Information från Søtvattenslaboratoriet, Drottningholm (1992) 4: 1-60.
- Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heinänen, A. & Ojala, A. 1986. Effects of experimental acidification on phyto-, bacterio- and zooplankton in enclosures of a highly humic lake. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 71: 737-758.
- Blomqvist, P., Russell, T.B., Olofsson, H., Stensdotter, U. & Vrede, K. 1993. Pelagic Ecosystem Responses to Nutrient Additions in Acidified and Limed Lakes in Sweden. - *Ambio* 22 (5): 283-289.
- Brandrud, T.E. & Aagaard, K. (red). 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder – en kunnskapsstatus. NINA temahefte 13, NIVA rapport nr. 3734-97. 100 s.
- Brettum, P. & Hindar, A. 1985. Effekter av kalking på biologiske systemer. I Baalsrud, K. (red.). Kalking mot surt vann. Kalkingsprosjektets faglige sluttrapport. Miljøverndepartementet / Direktoratet for vilt- og ferskvannsfisk, 79-109.
- Brettum, P. 1984. Planteplankton, telling. I: Vennerød, K. (red.) Vassdragsundersøkelser. Norsk limnologiforening / Universitetsforlaget, 146-154.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. – NIVA-rapport O-86116 (2344). Oslo. Norsk institutt for vannforskning. 111 s.
- DN 1992. Store Finntjenn. I: Kalking i vann og vassdrag., FoU-årsrapporter 1990. DN-notat 1992-4, 204-220.
- DN 1993. Store Finntjenn. I: Kalking i vann og vassdrag 1991. FoU-årsrapporter. DN-notat 1993-1, 200-214.
- DN 1994a. Store Finntjenn. I: Kalking i vann og vassdrag., FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2, 166-177.
- DN 1994b. Store Finntjenn. I: Kalking av vann og vassdrag., FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. DN-notat 1994-14, 63-73.
- DN 1995. Store Finntjenn. I: Kalking i vann og vassdrag., FoU-virksomheten. Årsrapporter 1994. DN-notat 1995-9, 65-76.
- DNMI 1997. Måndsnedbør 1980-1996 på meteorologisk stasjon Vegårshei-Spilling, samt temperatur (månedsmidler) på meteorologisk stasjon Nelaug. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Drenner, R.W. & McComas, S.R. 1980. The role of zooplankton escape ability and fish size selectivity in the selective feeding and impact of planktivorous fish. - I Kerfoot, W.C., red. Evolution and ecology of zooplankton communities., Univ. Press, New Hampshire, Hanover, N.H. s. 587-593.
- Ekman, S. 1922. Djurværlidens utbredningshistoria på skandinaviske halvön. - Stockholm, 614 s.
- Engblom, E. & Lindell, P.E. 1983. Bottenfaunaens anvendbarhet som pH-indikator. SNV pm 1741.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1982. Ekologiske effekter av kalking i forsurede sjøar och vattendrag. Informasjon fra Søtvattenslaboratoriet. 96 s.



- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101: 145-164.
- Fiskeristyrelsen Statens Naturvårdsverk 1981. Kalkning av sjöar og vattendrag - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1981) 4: 1-201.
- Gahnström, G., Anderson, G. & Fleischer, S. 1980. Decomposition and exchange processes in acidified lake sediment. In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds.) Ecological impact of acid precipitation, SNSF-project, 306-307.
- Henrikson, L., Oscarson, H.G. & Stenson, J.A.E. 1984. Development of the crustacean zooplankton community after lime treatment of the fishless Lake Gårdsjön, Sweden. - Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm 61: 104-114.
- Hillbricht-Ilkowska, A., Rybak, J.I., Kajak, Z., Dusoge, K., Ejsmont-Karabin, J., Spodniewska, I., Weglénska, T. & Godlewska-Lipowa, W.A. 1977. Effect of liming on a humic lake. - *Ekol. pol.* 25: 379-420.
- Hindar, A. & Nilssen, J.P. 1983. Årsrapport 1980/1981 Kalkingsprosjektet i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet rapport 6- 83. 101 s. + tabeller.
- Hindar, A. & Nilssen, J.P. 1984. Årsrapport 1982/1983 og faglig oppsummering for kalkingsprosjektet i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet rapport 21-84. 153 s.
- Hultberg, H. & Andersson, I.B. 1982. Liming of acidified lakes: induced long-term changes. - *Water, Air, and Soil Pollut.* 18: 311-331.
- Hörnström, E. & Ekström, C. 1986. Acidification and liming effects on phyto- and zooplankton in some Swedish west-coast lakes. Naturvårdsverket, rapport 1864, 110 pp.
- Hörnström, E., Ekström, C. & Andersson, P. 1992. 10 Mellansvenska sjöar, kalkningeffekter på plankton och vattenkemi. - Statens naturvårdsverk, Rapport 4048. s.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc Wageningen. 299 s.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og littorale Crustacea-samfunn under gjengroing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi (upubl.), Univ. i Oslo. 83 s.
- Kaste, Ø., Halvorsen, G., Håvardstun, J., Kleiven, E., Kroglund, F. & Walseng, B. 1996. Overvåking av kalkingeffekter i Rorevassdraget. Manus til DNs årsrapport om Kalking i vann og vassdrag 1995. FoU-virksomheten.
- Kleiven, E. 1998. Kalkingsresponsar på ulike fiskeartar i Vestre og Austre Grimevatn i Lillesand. NIVA-rapport, under trykking.
- Kleiven, E. og Håvardstun, J. 1997. Fiskebiologiske effekter av kalking i 50 innsjøar. NIVA-rapport, løpenummer 3765-97, 174 s.
- Kleiven, E., Kroglund, F. & Matzow, D. 1989. Abboren i Store Finntjenn, Aust-Agder, før og etter kalking. Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport nr. 11-1989. 36 s.
- Kroglund, F. & Raddum, G.G. 1985. Effekter av kalking på bunnfaunaen i Gjerstad. Kalkingsprosjektet rapport 23-84. 92 s.
- Maijer, C. & Padget, P. (eds.) 1987. The geology of southernmost Norway: an excursion guide. Geological survey of Norway, Special Publication no. 1. 109 pp.

- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. & Eloranta, P. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. – Naturvårdsverkets rapport 4860, Stockholm. 86 s.
- Rask, M., 1984. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. III. The perch population in a small, acidic, extremely humic forest lake. *Ann. Zool. Fennici* 21:15-22.
- Rosseland, B.O. 1986. Ecological effects of acidification on tertiary consumers. Fish population responses. *Water, Air and Soil Poll.* 30: 451-460.
- Rosseland, B.O., Balstad, P., Mohn, E., Muniz, I.P., Sevaldrud, I. & Svalastog, D. 1979. Bestandsundersøkelser, Datafisk-SNSF-77. Presentasjon av utvalgskriterier, innsamlingsmetodikk og anvendelse av programmet ved SNSF-prosjektets prøvefiske i perioden 1976-79. SNSF-prosjektet TN 45/79. 63 s.
- Rosseland, B.O., Sevaldrud, I.H., Svalastog, D. & Muniz, I.P. 1981. Bestandsundersøkelser på fiskebestander fra forsuringsområdene i Aust-Agder fylke 1976. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Rapport fra Fiskeforskningen, nr. 4 1981, 78 s.
- Sandøy, S. 1984. Zooplanktonsamfunnet i to forsura vatn i Gjerstad i Aust-Agder. Virkning av biotiske og abiotiske faktorer på livssyklus og populasjonstetthet. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 247.
- SFT 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1997. SFT-rapport 710/97, 197 s.
- SFT 1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1997. SFT-rapport 736/98, 182 s.
- Skov, A. 1985. En undersøkelse av littorale makroinvertebrater i fire forsurrede skogstjern i Gjerstad, Aust-Agder; med spesiell vekt på effekten av kalking. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Oslo, 126 s.
- Smilauer, P. 1992. CanoDraw. User guide version 3.0. Environmental Change Research Centre, University College. London. U.K.
- Svensson, J.-E., Henrikson, L., Larsson, S. & Wilander, A. 1995. Liming strategies and effects: The lake Gårdsjön case study. - I Henrikson, L. & Brodin, Y.W., red. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis., Springer Verlag, Berlin. s. 309-325.
- ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- ter Braak, C.J.F. 1988. Canoco - a Fortran program for canonical community ordination. Ministerie van Landbouw en Visserij, Groep Landbouwwiskunde, Wageningen, Nederland.
- ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes. CANOCO version 3.1. Agricultural Mathematics Group, Wageningen. Nederland. 35 s.
- Traaen, T. S. 1980. Effects of acidity decomposition of organic matter in aquatic environments. In: Drabløs, D. and Tollan, A. (eds.) Ecological impact of acid precipitation, SNSF-project, 306-307.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. – *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 9: 1-38.
- Vallin, S. 1953. Zwei acidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. - *Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm* 34: 167-189.

- Walseng, B. & Halvorsen, G. 1993. Verneplanstatus i Troms og Finnmark med fokusering på vannkjemiske forhold og krepsdyr. - NINA Utredning 54: 1-97.
- Walseng, B. 1989. Ferskvannsundersøkelser i 8 vassdrag i midtre deler av Nordland. - NINA Utredning 3: 1-49.
- Økand, K.A., 1980. Mussels and crustaceans: Studies of 1000 lakes in Norway (Drabløs & Tolland) 322-323.

## Vedlegg A. Utvalgt litteratur 1983-1996

- DN 1987. Store Finntjenn. I: Kalkingsvirksomheten i perioden 1984-1986. DN-rapport nr. 2-1987, 62-69.
- DN 1989. Store Finntjenn. I: Kalkingsvirksomheten i 1987. DN-rapport nr. 6-1989, 53-56.
- DN 1992. Store Finntjenn. I: Kalking av vann og vassdrag,. FoU-årsrapporter 1990. DN-notat 1992-4, 204-220.
- DN 1993. Store Finntjenn. I: Kalking av vann og vassdrag,. FoU-årsrapporter 1991. DN-notat 1993-1, 200-214.
- DN 1994a. Store Finntjenn. I: Kalking av vann og vassdrag,. FoU-årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2, 166-177.
- DN 1994b. Store Finntjenn. I: Kalking av vann og vassdrag,. FoU-årsrapporter 1993. DN-notat 1994-14, 63-73.
- Hindar, A. 1984. pH-utvikling og kalkutnyttelse ved kalking av tre småvann i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet rapport 14-1984. 69 s.
- Hindar, A. & Nilssen, J.P. 1983. Årsrapport 1980/1981 Kalkingsprosjektet i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet rapport 6- 83. 101 s. + tabeller.
- Hindar, A. & Nilssen, J.P. 1984. Årsrapport 1982/1983 og faglig oppsummering for kalkingsprosjektet i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet rapport 21-84. 153 s.
- Kleiven, E., Matzow, D., Linløkken, A. & Vethe, A. 1990. Regionale Fiskeundersøkinger i Gjerstadvassdraget. DN-rapport 8-1990. Direktoratet for naturforvaltning. 52s.
- Kleiven, E., Kroglund, F. & Matzow, D. 1989. Abboren i Store Finntjenn, Aust-Agder, før og etter kalking. Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport nr. 11-1989. 36 s.
- Kroglund, F. 1985. En undersøkelse av littorale makroinvertebrater i fire forsurede skogstjern i Gjerstad., Aust-Agder; med spesiell vekt på effekten av kalking. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi. Univ. i Oslo, 126 s.
- Kroglund, F. & Raddum, G.G. 1985. Effekter av kalking på bunnfaunaen i Gjerstad. Kalkingsprosjektet rapport nr. 23-1984. 92 s.
- Sanni, S., Skogheim, O.K. & Hongve, D. 1983. Sediment-vann undersøkelser i forbindelse med kalking av tre vann i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet rapport 5-83. 37 s.
- Sanni, S., Skogheim, O.K. & Hongve, D. 1983. Sediment-vann undersøkelser i forbindelse med kalking av tre vann i Gjerstad, Aust-Agder. Del 2. Kalkingsprosjektet rapport 13-84. 46 s.
- Skov, A. 1985. En undersøkelse av littorale makroinvertebrater i fire forsurede skogstjern i Gjerstad, Aust-Agder; med spesiell vekt på effekten av kalking. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Oslo, 126 s.

**Oversikten er ikke ajour mht. alle hovedfagsoppgaver som er gjennomført i tidsperioden. For referanse til disse henvises det til Hindar & Nilssen (1983).**

# Vedlegg B. Vannkjemi 1995-1996

Dato	Dyp	pH	Ca mg/l	ALK-E µekv/L	RAI µg/L	ILAI µg/L	LAI µg/L	TOC mg/l	Kond mS/m	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg/L	Tot-N µg/L	NH4-N µg/L	PO4-P µg/L	Tot-P µg/L	Temp oC	Farge mg P/L	Kl.a. µg/L	O2 mg/l	ANC µekv/L	Slukt m	
22/03/94	1	6,01	3,01	109	145	125	20													2,0	18					
17/04/94	1	5,93	2,64	91	150	130	20													3,4	22					5,0
17/05/94	1	6,31	1,77	52	150	140	10													14,3	16					5,5
16/06/94	1	6,53	2,04	66	95	80	15													15,4	11					7,3
13/07/94	1	6,75	2,24	73	75	65	10													23,0	9					7,5
22/08/94	1	6,68	2,56	96	60	50	10													16,8	10					4,6
19/09/94	1	6,23	2,04	59	140	125	15													10,3	30					5,8
16/10/94	1	6,39	2,08	63	120	110	10																			
05/01/95	1	5,52	1,37	23	190	145	45													2,2	30					4,5
10/05/95	1	5,57	1,38		170	110	60													8,3						
11/05/95	1	5,57																								
23/05/95	1	6,55	2,43		165																					
21/06/95	1	1,86																			12,4					4,1
20/07/95	1	1,94																			15,5					5,5
17/08/95	1	2,09																			20,1					6,3
20/09/95	1	2,26																			20,4					6,6
24/10/95	1	2,22																			11,6					6,4
14/05/96	1	1,96																			8,1					6,0
29/05/96	1	2,94																			10,4					7,5
19/06/96	1	2,89																			12,1					5,7
17/07/96	1	3,01																			17,1					6,5
22/08/96	1	3,11																			18,5					6,5
11/09/96	1	3,10																			20,3					7,0
31/10/96	1	2,65																			14,6					7,5
22/03/94	3	3,73	1,53	153	125	105	20														6,4					6,0
17/04/94	3	5,46	1,52	34	160	130	30														3,7	20				
17/05/94	3	6,11	2,69	104	145	120	25														4,2	21				
16/06/94	3	6,41	2,46	86	95	80	15														7,8	17				
13/07/94	3	6,65	2,33	80	70	65	5														14,6	12				
22/08/94	3	6,67	2,55	96	60	55	5														20,5	10				
19/09/94	3	6,20	2,04	58	145	125	20														16,6	10				
16/10/94	3	6,37	2,07	64	115	110	5														10,3	30				
05/01/95	3	5,82		46	145	130	15																			
10/05/95	3	5,55	1,50		170	120	50														3,8					
23/05/95	3	6,26	2,66		170																6,3					
21/06/95	3	2,68																			9,9					
20/07/95	3	2,35																			11,9					
17/08/95	3	2,32																			16,9					
20/09/95	3	2,26																			19,9					
24/10/95	3	2,22																			11,4					
14/05/96	3	1,96																			7,7					
29/05/96	3	3,04																			8,2					
19/06/96	3	3,15																			8,5					
17/07/96	3	3,04																			12,7					
22/08/96	3	3,11																			18,0					
																					19,3					

NIVA 4046-99

Dato	Dyp	pH	Ca mg/l	Ca ALK-E µekv/L	RAI µg/L	ILAI µg/L	LAI µg/L	TOC mg/l	Kond mS/m	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg/L	Tot-N µg/L	NH4-N µg/L	PO4-P µg/L	Tot-P µg/L	Temp oC	Farge mg PU/L	Kla. µg/L	O2 mg/l	ANC µekv/L	Sikt m	
11/09/96	3		3,08																	14,6						
31/10/96	3		2,69																		6,4					
22/03/94	5	6,13	3,94	171	125	95	30													4,2	22					
17/04/94	5	6,18	4,01	173	110	100	10													4,2	23					
17/05/94	5	6,26	4,04	185	115	110	5													5,6	20					
16/06/94	5	6,23	4,21	196	90	85	5													7,9	19					
13/07/94	5	6,41	4,10	191	70	60	10													13,2	16					
22/08/94	5	6,61	2,62	99	65	60	5													16,2	11					
19/09/94	5	6,19	2,03	58	140	125	15													10,3	30					
16/10/94	5	6,35	2,08	64	120	110	10														26					
05/01/95	5	5,82	1,95	48																4,1	39					
10/05/95	5	5,70	2,19		160	130	30													5,5						
23/05/95	5	5,99			160															6,4						
21/06/95	5		4,18																	7,4						
20/07/95	5		4,14																	10,0						
17/08/95	5	6,18	4,56																	10,5						
20/09/95	5	6,25	2,28																	11,3						
24/10/95	5	6,23	2,23																	7,6						
14/05/96	5	6,25	2,05																	6,6						
29/05/96	5	6,19	3,10																	7,8						
19/06/96	5	5,82	3,71																	8,6						
17/07/96	5	5,82	3,93																	10,4						
22/08/96	5	6,35	3,69																	16,2						
11/09/96	5		3,16																	14,4						
31/10/96	5		2,65																	6,4						
22/03/94	7	6,09	4,13	187	115	95	20													4,7	22					
17/04/94	7	6,12	4,28	208	110	100	10													4,7	23					
17/05/94	7	6,25	4,53	219	120	95	25													5,2	17					
16/06/94	7	6,18	4,34	206	95	80	15													6,8	15					
13/07/94	7	6,29	4,37	205	80	70	10													8,7	17					
22/08/94	7	6,21	3,94	180	70	60	10													11,8	17					
19/09/94	7	6,19	2,07	57	140	125	15													10,3	30					
16/10/94	7	6,36	2,08	65	115	105	10														27					
05/01/95	7	5,63	1,96	50	170	145	25													4,4	33					
10/05/95	7	5,75	2,55		160	135	25													5,1						
23/05/95	7	6,08	4,12		160															6,4						
21/06/95	7		5,18																	6,4						
20/07/95	7		5,12																	6,3						
17/08/95	7	5,14																		7,9						
20/09/95	7	4,46																		7,5						
24/10/95	7	2,25																		9,1						
14/05/96	7	1,98																		7,5						
29/05/96	7	3,96																		6,4						
19/06/96	7	4,26																		6,6						
17/07/96	7	4,25																		7,4						
22/08/96	7	4,27																		9,4						
11/09/96	7	4,12																		10,7						
31/10/96	7	2,65																		9,9						
13/07/94	8	6,32	4,37	209	85	75	10													6,4	11					
22/08/94	8	6,11	4,02	189	85	75	10													8,6	15					

NIVA 4046-99

Dato	Dyp	pH	Ca mg/l	Ca ALK-E µekv/L	RAI µg/L	ILAI µg/L	LAI µg/L	TOC mg/l	Kond mS/m	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg/L	Tot-N µg/L	NH4-N µg/L	PO4-P µg/L	Tot-P µg/L	Temp oC	Farge	Kla. µg/L	O2 mg/l	ANC µekv/L	Sikt m	
19/09/94	8	6,17	2,08	59	140	130	10													10,2	30					
16/10/94	8	6,39	2,07	65	115	115	0														27					
05/01/95	8																				4,7					
10/05/95	8																				5,1					
23/05/95	8																				5,7					
21/06/95	8		5,74																		6,0		1,9			
20/07/95	8		5,01																		7,9		3,0			
17/08/95	8		5,18																		7,5		0,8			
20/09/95	8		4,91																		8,4		1,2			
24/10/95	8		2,26																		7,5					
14/05/96	8		2,71																		5,4		5,1			
29/05/96	8		4,13																		6,5		6,6			
19/06/96	8		4,32																		7,4		6,6			
17/07/96	8		4,43																		8,2		6,3			
22/08/96	8		4,28																		9,9		4,2			
11/09/96	8		3,97																		9,4		1,5			
31/10/96	8		2,63																		6,4		9,9			
17/05/94	9	6,32	15,50	239	130	110	20														5,2	13				
16/06/94	9	6,19	4,09	193	95	80	15														6,6	20				
05/01/95	9	5,74	2,44	92	190	165	25														6,6	36				
10/05/95	9	5,79	2,83		160	135	25																			
23/05/95	9	6,10	4,43		160																					
21/06/95	1+3	6,20		58	150	135	15	4,9	2,16	0,20	1,13	0,16	1,9	1,5	45	215	30	<2,00	5			0,9				
20/07/95	1+3	6,52		74	125	130	-5	4,6	2,29	0,20	1,36	0,14	1,7	3,0	20	310	30	<2,00	5			1,4				
17/08/95	1+3	6,56	2,14	67	110	100	10	3,5	2,31	0,20	1,18	0,15	1,9	2,7	10	205	30		4			1,6	67,9			
20/09/95	1+3	6,23	2,28	72	150	120	30	4,5	2,26	0,23	1,16	0,18	1,9	3,3	35	325	35	<2,00	5			1,2	63,0			
24/10/95	1+3	6,40	2,21		90	85	5	4,1	2,40	0,22	1,14	0,19	1,7	3,3		310			3							
14/05/96	1+3	6,27	1,95	88	85	70	15	3,6	2,26	0,21	1,20	0,17	1,6	3,1	70	275	90		3			1,7	56,5			
29/05/96	1+3	6,73	2,99	141	85	70	15	4,2	2,81	0,21	1,16	0,17	1,6	5,7	65	330	65	<2,00	3			1,5	52,8			
19/06/96	1+3	6,88	3,02		70	55	15	3,9	2,67	0,22	1,23	0,18	1,8	3,1	75	380	45	<2,00	4			1,9	106,2			
17/07/96	1+3	6,96	3,07		75	60	15	3,6	2,71	0,23	1,23	0,16	1,9	3,1	35	255	45	<2,00	6			1,5	109,1			
22/08/96	1+3	6,88	3,10	147	55	40	15	3,9	2,85	0,25	1,29	0,17	1,8	3,1	25	225	30	<2,00	3			0,8	118,6			
11/09/96	1+3	6,88	3,12	122	35	30	5	4,1	3,19	0,32	2,05	0,24	3,0	2,8	25	310	35		2			1,3	132,6			
31/10/96	1+3	6,88	2,65	90	105	90	15	4,3	2,26	0,24	1,21	0,19	1,7	2,5	65	520	75	<2,00	5			1,3	104,8			
21/06/95	5+7	6,25		208	125	95	30	4,1	3,83	0,28	1,34	0,19	2,2	1,5	25	620	120	<2,00	9							
20/07/95	5+7	6,30		206	105	115	-10	3,9	3,78	0,28	1,30	0,16	1,9	3,0	20	290	85	<2,00	6							
17/08/95	5+7	6,27	4,84	229	75	65	10	3,4	3,98	0,28	1,36	0,19	2,1	2,7	20	290	115	<2,00	5				211,7			
20/09/95	5+7	6,22	3,38	142	120	95	25	4,0	3,08	0,23	1,32	0,20	2,0	3,3	25	220	75	<2,00	6				123,2			
24/10/95	5+7	6,38	2,25		90	75	15	4,6	2,43	0,23	1,14	0,17	1,7	3,3		385										
14/05/96	5+7	6,21	1,98	88	80	65	15	3,5	2,25	0,21	1,19	0,17	1,6	3,1	70	320	90		4				57,5			
29/05/96	5+7	6,55	3,50	173	85	60	25	3,7	3,15	0,22	1,19	0,17	1,7	2,8	60	360	85	<2,00	5				138,3			
19/06/96	5+7	6,55	3,98		60	35	25	3,8	3,22	0,23	1,24	0,21	1,8	3,1	50	405	80	<2,00	7				157,9			
17/07/96	5+7	6,77	4,04		65	50	15	3,4	3,22	0,24	1,23	0,16	1,8	2,8	45	310	55		3				166,6			
22/08/96	5+7	6,80	4,03	197	60	55	5	3,8	3,39	0,27	1,25	0,18	1,9	2,8	40	230	45	<2,00	4				167,5			
11/09/96	5+7	6,58	3,68	154	30	30	0	3,4	3,10	0,24	1,29	0,20	1,8	3,4	30	220	55	<2,00	4				140,9			
31/10/96	5+7	6,29	2,63	96	90	75	15	4,1	2,45	0,26	1,18	0,18	1,7	2,8	65	325	75	<2,00	3				97,7			





NIVA 4046-99

Latinsk.navn	19.05.89	06.06.89	12.07.89	01.08.89	08.09.89	08.10.89	22.05.90	20.06.90	26.07.90	12.09.90	04.06.91	17.07.91	23.09.91	09.06.92
Paramastix conifera	1,2													
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	9,0	11,2		1,0	4,0			3,1	15,8	73,9	26,5	77,9	69,8	4,6
Peridinium willei														
Peridinium sp. (I=15-17)		1,2				0,3								
Peridinium sp. (31*21) (P.cunningtonii?)	1,8													
Planktothrix agardhii														
Pleutonium rectum													1,7	
Pseudokephyrion entzii	0,9	0,1								0,4				
Pseudokephyrion taeniatum					0,2					0,4				
Pseudokephyrion sp.	0,2													
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)							0,7	0,7						
Scourfieldia cordiformis					0,1									
Små chrysomonader (<7)	39,5	19,8	10,9	7,7	5,3	8,5	12,5	26,8	8,8	6,2	7,2	2,9	6,8	21,7
Snowella lacustris												0,4		
Sphaerocystis schroeteri		0,6												
Spiniferomonas sp.	1,6				0,3	0,7								
Store chrysomonader (>7)	23,3	21,5	6,1	20,2	2,0	4,0	4,0	34,5	5,2	18,9	8,6	3,9	3,4	12,9
Tabellaria flocculosa														
Tetraedron minimum														
Trachelomonas volvocina	0,8	2,3	2,0	6,2	40,2	6,2	0,4	2,0	1,2	6,2				
Ubest.chrysomonade	0,6				1,1	0,2	0,5	0,5	0,5					0,3
Ubest.chrysophyce														
Ubest.chrysophyce (I=8-9)														
Ubest.cryptomonade (I=6-8) Chro.acuta ?											2,6	1,6		1,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)											0,9			0,4
Ubest.dinoflagellat	0,9		4,4	0,5	1,1			1,1	1,6	0,3	4,2	1,6	0,8	1,1
Ubest.cryptomonade	3,8	7,4		10,8	4,8	1,9		6,6	2,4	3,2				
Uroglena cf.americana	3,1	60,6	262,9	17,9	4,4									
Woronichinia compacta														0,9
Zygote av Closterium spp.														
Sum	182,1	201,0	551,7	285,9	168,0	92,2	63,5	157,9	79,8	169,1	95,8	104,0	133,9	84,7
Klasser														
BACILLARIOPHYCEAE													0,1	
CHLOROPHYCEAE	9,7	17,3	163,5	123,7	19,3	18,6	17,9	28,5	9,2	3,7	4,7	2,2	11,5	12,9
CHRYSOPHYCEAE	116,3	131,1	292,9	54,7	51,4	22,2	27,2	81,0	23,1	54,5	44,4	11,9	39,2	52,1
CRYPTOPHYCEAE	21,5	13,9	2,0	11,9	4,8	4,4	3,3	17,4	6,5	11,2	3,7	1,6	4,7	2,6
CYANOPHYCEAE	1,2		68,6	60,7	29,0	17,7			0,6	1,8			0,4	0,9
DINOPHYCEAE	17,1	19,3	4,4	2,6	9,3	5,8	6,4	8,4	25,7	82,3	31,6	80,4	70,5	6,8
EUGLENOPHYCEAE	0,8	2,3	2,0	6,2	40,2	6,2	0,4	2,0	1,2	6,2				
MYALGER	14,8	17,1	20,3	26,0	14,1	17,3	8,5	22,4	13,8	9,3	11,3	7,5	7,6	9,3
XANTHOPHYCEAE	0,6													0,3

Latinsk.navn	07.07.92	18.08.92	24.09.92	18.10.92	25.05.93	15.06.93	14.07.93	15.08.93	19.09.93	17.05.94	16.06.94	13.07.94	22.08.94	19.09.94
Ankyra lanceolata			0,7											
Bicosoeca sp.														
Bitrichia chodatii	5,5	0,3	0,3	0,3	2,1	0,4		0,3	1,3	0,7	1,0	0,9	0,2	0,7
Bitrichia longispina														
Bitrichia ollula														
Bitrichia phaseolus														
Botryococcus braunii	0,6													
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,3	0,8		0,3	7,3	1,2	1,1	0,5	0,5	1,9		1,7	0,5
Chlamydomonas sp. (l=12)						0,5		0,5						
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		0,4	5,1	0,3										
Chrysococcus sp.										0,4				
Chrysidiastrum catenatum	18,5	1,7									0,8	0,4		
Chromulina sp.														
Chrysoikos skujai									0,2	0,8				0,2
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	1,0													
Cosmarium pseudocoonatum														
Cosmarium sphagnicolum v.pachygonum										0,0				
Cosmarium subcostatum														
Cosmarium sp.											1,6			
Craspedomonader		0,1	1,5	0,1				0,2	1,0					0,7
Cryptomonas marssonii	0,2	1,5	2,2	2,2								0,2	0,7	0,2
Cryptomonas spp. (l=24-28)			0,5											
Cryptomonas sp. (l=15-18)			4,6						4,0					1,2
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	2,0	6,0	17,8	13,4							1,3	2,4	0,4	2,4
Cryptomonas sp. (l=20-24)						0,7	1,4	0,2	0,5					
Cyster av Bitrichia spp.														
Cyster av Chrysoilykos skujai					0,4			0,1	0,1	1,3				
Cyster av Chrysophyceer		0,7						0,3	0,1	3,6	0,5			
Dinobryon borgei								3,3	1,0					
Dinobryon crenulatum			0,4		0,2	1,7	2,0	0,4	0,2	1,8	1,4	0,5		
Dinobryon cylindricum var.alpinum														
Dinobryon korshikovii			2,5							0,4	1,4			
Dinobryon sociale v.americicum	0,4	2,5	13,2	1,1	3,8	0,8	0,3	0,9		3,6	5,0	1,0		2,7
Elakatothrix cf.biplex														
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	8,7	4,0	0,3	0,1								0,1	2,7	5,2
Euastrum denticulatum														
Eunotia lunaris									0,3	0,3				
Fragilaria sp. (l=40-70)														
Gloeoecapsa cf.alpina														
Gomphosphaeria lacustris														
Gymnodinium cf.lacustre				0,2	0,6					3,7		0,7	0,8	0,5
Gymnodinium cf.uberrimum								8,4	2,4					
Gymnodinium sp. (l=14-16)							18,0	15,2	3,5	6,8	0,4	1,7		1,8
Gymnodinium sp. (28-32*22-25)			5,1											
Gymnodinium sp. (b=28-30 l=33-36)														6,4
Isthmochloron trispinatum		13,3	0,7							0,7	0,7			
Katablepharis ovalis	3,4	0,4		1,3			0,3	1,7	0,7		0,2	0,8	0,2	1,2
Kephyrion boreale					0,1	0,2	0,1	0,1	0,3				0,2	
Kephyrion littorale										0,1				
Kephyrion spp.					0,2	0,4	0,1							
cf.Kirchneriella arcuata					0,3	17,9	7,8	2,6	0,3					
Koliella sp.								0,1						
Lose celler Dinobryon spp.	2,5	0,4	1,4		0,9	0,5			0,2	3,9	2,9	2,0		5,0
Mallomonas cf.crasisquama														
Mallomonas spp.				1,0			1,6		6,0	1,3		2,4	3,0	6,0
Merismopedia tenuissima														
Monoraphidium dybowskii	1,3	0,7	0,3								0,5	0,1	0,5	0,3
Monoraphidium griffithii		0,5								0,5		0,1	0,1	
Mougeotia sp. (b=10-12)								0,7	1,4					
My-alger	17,5	8,5	10,6	7,3	9,1	6,1	6,7	9,5	5,7	8,8	9,8	5,6	5,7	8,1
Navicula spp.														
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,6	5,7	8,1	4,3	4,0	3,3	3,0	5,2	2,9	9,0	7,7	5,5	3,7	7,0
Oocystis rhomboidea	9,5	9,9	0,7	1,0		9,5	1,3					0,5		
Oocystis submarina v.variabilis	2,8	1,9	1,0	1,0		0,6	0,3	0,3	0,3	0,5	0,3		0,2	
Oocystis sp.	0,8													
Oscillatoria sp.														

NIVA 4046-99

Latinsk.navn	07.07.92	18.08.92	24.09.92	18.10.92	25.05.93	15.06.93	14.07.93	15.08.93	19.09.93	17.05.94	16.06.94	13.07.94	22.08.94	19.09.94
Paramastix conifera														
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	25,4	194,0	133,3	3,7	11,0	10,4	15,6	74,5	112,8	17,8	91,6	28,4	25,4	24,1
Peridinium willei				8,0	7,4									9,0
Peridinium sp. (I=15-17)				2,6										1,0
Peridinium sp. (31*21) (P.cunningtonii?)														
Planktothrix agardhii										1,8	0,6			1,3
Pleutaenium rectum														
Pseudokephyrion entzii														
Pseudokephyrion taeniatum														
Pseudokephyrion sp.														
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)														
Scourfieldia cordiformis														
Små chrysomonader (<7)	7,1	7,8	10,9	7,1	10,7	4,4	10,9	18,1	4,7	25,2	18,9	5,6	5,9	12,1
Snowella lacustris														
Sphaerocystis schroeteri	0,6						4,4	1,5						
Spiniferomonas sp.														
Store chrysomonader (>7)	24,1	14,6	5,2	6,0	12,9	2,2	10,8	20,7	5,6	6,9	12,1	6,5	6,0	3,4
Tabellaria flocculosa														
Tetraedron minimum														
Trachelomonas volvocina										0,7				
Ubest.chrysomonade														1,0
Ubest.chrysophyce					0,1					0,2	0,4			
Ubest.chrysophyce (I=8-9)														
Ubest.cryptomonade (I=6-8) Chro.acuta ?			0,2	1,3	1,1	1,7		2,1	0,5	2,6	2,4	0,4	0,4	1,7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,2	0,8	3,3	0,3	2,4	0,6	0,7	2,2	1,5			0,3	0,4	
Ubest.dino flagellat	0,4	0,7	1,1	1,2	2,8	1,3	2,0	2,8	1,2	5,1	0,9	3,2	2,3	1,6
Ubest.cryptomonade					3,5	2,3		4,3	2,0					
Uroglena cf.americana														
Woronichinia compacta	2,4													
Zygote av Closterium spp.								0,2		0,7				
Sum	138,5	277,1	230,8	63,6	73,8	72,7	88,2	177,4	161,6	109,0	164,2	69,4	60,3	105,0
Klasser														
BACILLARIOPHYCEAE									0,3	0,3				
CHLOROPHYCEAE	25,4	18,3	8,1	2,4	0,6	35,8	14,9	7,0	2,6	2,3	4,3	0,9	5,1	6,0
CHRYSOPHYCEAE	61,6	33,7	43,4	19,8	35,3	13,8	28,6	49,5	23,3	59,1	52,1	24,8	18,9	38,6
CRYPTOPHYCEAE	5,8	8,8	28,5	18,5	3,5	3,0	2,4	6,3	7,2	2,6	3,9	4,1	2,0	6,7
CYANOPHYCEAE	2,4									1,8	0,6			1,3
DINOPHYCEAE	25,8	194,6	139,5	15,6	21,8	11,7	35,6	100,8	135,8	33,4	92,9	34,0	28,5	44,4
EUGLENOPHYCEAE										0,7				
MYALGER	17,5	8,5	10,6	7,3	9,1	6,1	6,7	9,5	5,7	8,8	9,8	5,6	5,7	8,1
XANTHOPHYCEAE		13,3	0,7							0,7	0,7			

Latinsk.navn	16.10.94	10.05.95	23.05.95	21.06.95	20.07.95	17.08.95	20.09.95	24.10.95	14.05.96	29.05.96	19.06.96	17.07.96	22.08.96	11.09.96	31.10.96
Ankyra lanceolata															
Bicosoeca sp.								0,2							
Bitrichia chodatii	0,3	0,3	0,8	1,1	0,9	0,5	0,3	3,2	2,3	5,5	0,7	0,7	1,0	6,6	
Bitrichia longispina															
Bitrichia ollula															
Bitrichia phaseolus															
Botryococcus braunii					0,6						0,6				
Chlamydomonas sp. (l=8)	0,9	4,0	0,7			0,3	0,5	0,2	0,5		0,8		0,8		0,1
Chlamydomonas sp. (l=12)															
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	0,2					0,8	2,0				24,6	0,7	1,1	0,9	
Chrysococcus sp.			0,5						2,8						0,1
Chrysidiastrum catenatum				1,3											
Chromulina sp.			1,9		1,1										
Chrysoikos skujai	0,3	3,0	1,3						3,2	0,6					
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)															
Cosmarium pseudoconnatum															
Cosmarium sphagnicolum v.pachygonum															
Cosmarium subcostatum															
Cosmarium sp.															
Cosmarium sp.															
Craspedomonader	1,3	0,1	0,3				0,5	1,9	0,5	0,1				0,8	0,5
Cryptomonas marssonii	1,9	0,2				0,7	0,4			0,4	0,2	0,2		0,2	
Cryptomonas spp. (l=24-28)															
Cryptomonas sp. (l=15-18)									1,3						
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	7,0	4,3	2,6	4,8	3,1	12,7	6,2	4,1				2,2	3,3	0,7	3,8
Cryptomonas sp. (l=20-24)															
Cyster av Bitrichia spp.															
Cyster av Chrysoylikos skujai		2,4	2,8						2,2	0,6					
Cyster av Chrysophyceer															
Dinobryon borgei															
Dinobryon crenulatum	0,2		1,0	1,3		0,4	0,7			2,1		2,0	1,7	2,0	0,4
Dinobryon cylindricum var.alpinum		0,2	0,2												
Dinobryon korshikovii															
Dinobryon sociale v.americanum	0,6		10,7	0,5		0,7	0,4		0,7	4,3	0,4				
Elakatothrix cf.biplex															
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	5,0					0,2	1,1	3,8	0,3	0,3	12,2	2,9	1,7	2,1	1,4
Euastrum denticulatum															
Eunotia lunaris			0,2												
Fragilaria sp. (l=40-70)															
Gloeocapsa cf.alpina															
Gomphosphaeria lacustris															
Gymnodinium cf.lacustris		4,6	4,0			1,9	0,1		40,5	6,4	1,4		0,8	0,2	0,5
Gymnodinium cf.uberrimum															
Gymnodinium sp. (l=14-16)		8,4	9,1	0,2	0,7	4,3	1,3		2,6	0,7	1,0	1,2			
Gymnodinium sp. (28-32*22-25)															
Gymnodinium sp. (b=28-30 l=33-36)	2,6		5,2	2,6		20,8	7,8	2,6						4,0	
Isthmochloron trispinatum															
Katablepharis ovalis	1,6			0,7	0,2	1,4	1,0	2,2	2,4	2,1	0,5	0,2	0,7	0,4	1,2
Kephyrion boreale	0,1			0,1				0,4	0,1						0,3
Kephyrion littorale															
Kephyrion spp.															
cf.Kirchneriella arcuata					23,3										
Koliella sp.															
Lose celler Dinobryon spp.	0,3		2,4	0,8		2,1	0,4	2,3	2,5	5,2	0,5	2,7			0,4
Mallomonas cf.crasisquama															
Mallomonas spp.	3,2			1,0			2,0			1,3	2,6			3,4	
Merismopedia tenuissima															
Monoraphidium dybowskii											0,3	2,0	1,7		
Monoraphidium griffithii		0,3													
Mougeotia sp. (b=10-12)															
My-alger	5,0	10,7	9,2	9,4	10,7	9,1	11,8	10,8	11,0	8,6	16,4	9,1	7,6	5,6	4,8
Navicula spp.			0,5	0,5											
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4,4	7,2	12,0	3,0	6,3	6,7	5,9	4,9	12,3	11,4	1,5	4,9	8,0	6,5	3,5
Oocystis rhomboidea	1,1								1,1			11,1	4,0		
Oocystis submarina v.variablis	0,1		0,1	0,6	4,6	0,3	0,5	0,1			7,0	9,9	1,2	3,2	3,6
Oocystis sp.															
Oscillatoria sp.															

NIVA 4046-99

Latinsk.navn	16.10.94	10.05.95	23.05.95	21.06.95	20.07.95	17.08.95	20.09.95	24.10.95	14.05.96	29.05.96	19.06.96	17.07.96	22.08.96	11.09.96	31.10.96
Paramastix conifera			0,7												
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0,6	32,4	26,3	5,2	1,2	1,2	0,4		6,7	0,6			34,0		21,5
Peridinium williei				18,0		9,0		9,0							27,0
Peridinium sp. (I=15-17)	1,7									2,0	0,3				
Peridinium sp. (31*21) (P.cunningtonii?)															
Planktothrix agardhii											1,1				
Pleutaenium rectum															
Pseudokephyrion entzii				0,2				0,3							
Pseudokephyrion taeniatum															
Pseudokephyrion sp.															
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)															
Scourfieldia cordiformis															
Små chrysomonader (<7)	9,7	9,3	23,3	2,5	4,7	11,4	4,8	3,8	22,4	24,3	3,9	10,0	26,4	14,5	7,4
Snowella lacustris															
Sphaerocystis Schroeteri															
Spiniferomonas sp.		0,3		0,1				0,3							
Store chrysomonader (>7)	3,0	13,8	56,0	6,5	3,4	14,6	6,9	2,2	7,8	16,4	6,0	8,6	10,3	9,5	5,2
Tabellaria flocculosa			0,3			0,2									
Tetraedron minimum													0,7		
Trachelomonas volvocina															
Ubest.chrysomonade	2,7		1,7							0,7	0,3				
Ubest.chrysofytce			0,4				0,7	0,5			1,3				0,1
Ubest.chrysofytce (I=8-9)			0,9												
Ubest.cryptomonade (I=6-8) Chro.acuta ?		0,6	0,4	2,4	0,4	1,7	1,9	0,6	1,2	9,5	1,6	0,2	0,5	3,8	0,3
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,3	9,5					0,9	5,8	0,1		0,9	2,5	1,7	0,3	1,1
Ubest.dinoflagellat	1,9	0,8	13,1	0,2		0,8			4,6	1,4		0,8	2,7	1,1	0,8
Ubest.cryptomonade		10,2	0,4	2,4			2,8	6,5							
Uroglena cf.americana	0,5			1,3			6,1	4,7							
Woronichinia compacta															
Zygote av Closterium spp.															
Sum	56,3	122,7	189,0	66,8	61,2	101,8	67,6	70,0	131,7	103,8	84,1	72,0	109,6	114,7	35,1
Klasser															
BACILLARIOPHYCEAE			1,0	0,5		0,2									
CHLOROPHYCEAE	7,2	4,2	1,5	0,6	28,5	1,6	4,1	4,1	1,9	0,3	45,4	26,7	11,0	6,2	5,1
CHRYSOPHYCEAE	26,6	36,6	114,8	19,7	16,4	36,5	28,9	24,2	57,3	73,4	15,5	28,8	47,4	43,6	17,4
CRYPTOPHYCEAE	10,8	14,7	3,1	7,9	3,7	16,5	10,4	12,7	5,0	12,1	3,2	5,4	6,2	5,5	6,5
CYANOPHYCEAE											1,1				
DINOPHYCEAE	6,7	46,2	57,7	26,2	1,9	38,0	9,7	11,6	56,5	9,4	2,4	2,0	37,5	53,8	1,3
EUGLENOPHYCEAE															
MYALGER	5,0	10,7	9,2	9,4	10,7	9,1	11,8	10,8	11,0	8,6	16,4	9,1	7,6	5,6	4,8
XANTHOPHYCEAE															

## Vedlegg D. Dyreplankton 1988-1996

Prosentvis forekomst av vannlopper og hoppekreps ved besøkene i Store Finntjenn 1988-1996.

	1988				1989				
	20/05	27/07	07/09	06/10	19/05	06/06	12/07	01/08	08/09
<b>Vannlopper</b>									
Diaphanosoma brachyurum		2,1						0,1	
Holopedium gibberum	4,7	7,2	3,9	1,0	6,9	8,0	13,3	15,4	15,0
Ceriodaphnia quadrangula	0,1	23,7	25,1	0,9			0,1	1,0	3,3
Daphnia longispina		0,1	+						
Bosmina longispina	2,0	1,0					2,1	29,2	3,3
Polyphemus pediculus					0,1				
<b>Hoppekreps</b>									
Mixodiaptimus laciniatus									
Cyclops scutifer	63,3	16,5	0,8	15,1	90,5	36,6	1,9	2,0	
Mesocyclops leuckarti		1,5	0,8				0,5	3,0	28,1
Diacyclops bicuspidatus									
Cyclopoide nauplier	30,0	47,9	69,3	83,0	2,5	55,4	82,1	49,3	50,3

	1991		1995				1996			
	23/09	17/12	21/06	20/07	17/08	24/10	29/05	19/06	22/08	31/10
<b>Vannlopper</b>										
Diaphanosoma brachyurum			0,1		0,7			2,8	1,9	
Holopedium gibberum			5,2	3,8	3,2	6,8	11,6	38,6	0,1	0,6
Ceriodaphnia quadrangula	99,6	21,2	28,2	63,9	22,0	12,2	2,6	4,1	52,3	41,7
Daphnia longispina										
Bosmina longispina		5,5	39,4	14,8	1,2	2,7	0,5	6,5	1,7	2,6
Polyphemus pediculus	+		0,3		0,2				0,1	
<b>Hoppekreps</b>										
Mixodiaptimus laciniatus	0,3		0,2	0,3	1,5	1,9	0,5	0,7	1,1	0,7
Cyclops scutifer	+	70,5	12,2	2,7	6,8	34,3	74,8	31,2	8,3	35,4
Mesocyclops leuckarti	+			3,0	20,7	20,7	0,5		0,9	1,9
Diacyclops bicuspidatus							6,6	1,6	0,1	
Cyclopoide nauplier		2,7	14,5	11,5	43,8	21,5	3,1	14,5	33,5	17,1

