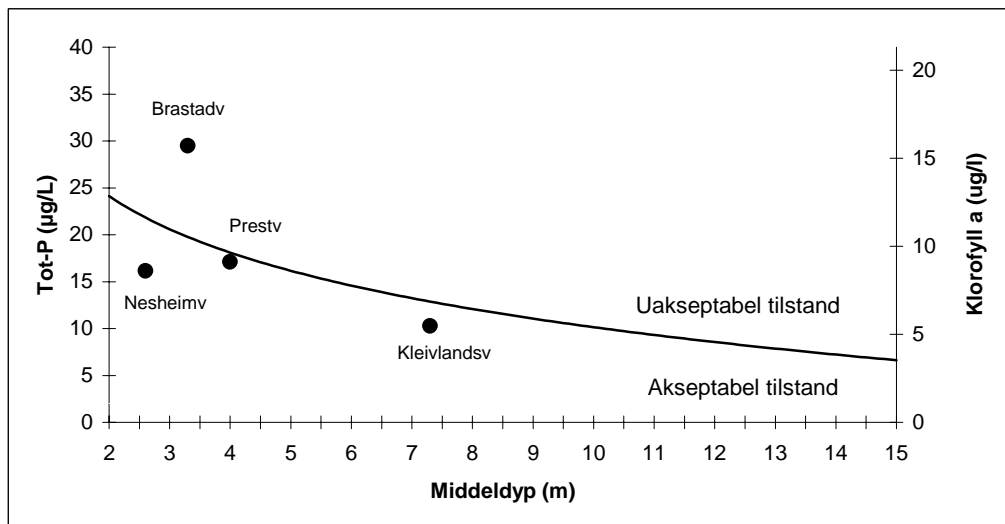


Nesheimvassdraget i Vest-Agder

Vannkvalitetsundersøkelser 2004



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
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Nesheimvassdraget i Vest-Agder. Vannkvalitetsundersøkelser 2004	Løpenr. (for bestilling) 5002-2005	Dato April 2005
	Prosjektnr. Undernr. O-24144	Sider Pris 44
Forfatter(e) Øyvind Kaste, Pål Brettum, Liv Bente Skancke, Jarle Håvardstun	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Vest-Agder, Farsund kommune	Oppdragsreferanse Jon Egil Vinje
--	-------------------------------------

Sammendrag

For å skaffe en oppdatert oversikt over vannkvaliteten i Nesheimvassdraget (25 km²), nærmere 20 år etter forrige systematiske vannkvalitetsundersøkelse, ble det i perioden mai-oktober 2004 gjennomført 6 prøvetakingsrunder i fire av innsjøene i vassdraget. Resultatene viser at det på tross av forurensningsbegrensende tiltak de siste 20 årene kan det registreres en generell økning i konsentrasjonen av næringsstoffer og alger. Siktedypet i innsjøene var også betydelig redusert i 2004, sammenlignet med undersøkelsene på 1980-tallet. Brastadvatn skilte seg ut med svært høy belastning av organisk stoff, næringsalter og tarmbakterier. Det ble tidvis også funnet høye konsentrasjoner av tarmbakterier og høy vannfarge i Kleivlandsvatn, som brukes til vannforsyningsformål. Tydelig saltvannspåvirkning i dypvannet på Nesheimvatn viser at det, på tross av etablering av sperrer/terskler, fortsatt kan trenge sjøvann inn i innsjøen i forbindelse med ekstremvær (stormer, springflo). Resultatene understreker at det er et behov for ytterligere forurensningsbegrensende tiltak i vassdraget.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Vassdrag Vannkvalitet Næringsalter Fytoplankton 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Watercourse Water quality Nutrients Phytoplankton
---	---


Øyvind Kaste
Prosjektleder


Brit Lisa Skjelkvåle Monsen
Forskningsleder


Øyvind Sørensen
Ansvarlig

O-24144

Nesheimvassdraget i Vest-Agder

Vannkvalitetsundersøkelser 2004

Forord

Prosjektet er gjennomført på oppdrag fra Fylkesmannen i Vest-Agder og Farsund kommune, med hhv. Jon Egil Vinje og Anders Grimenes som kontaktpersoner. Feltarbeidet er gjennomført av teknisk etat ved Farsund kommune, etter opplæring på den første feltrunden av Jarle Håvardstun. Alle de kjemiske analysene er foretatt ved NIVAs laboratorium i Oslo, mens de bakteriologiske prøvene er analysert ved Agderlab AS i Kristiansand. Fytoplankton-prøvene er telt og rapportert av Pål Brettum.

Grimstad, april 2005

Øyvind Kaste

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
1.1 Bakgrunn og formål	6
1.2 Områdebeskrivelse	6
1.3 Prøvetaking og analyser	7
1.4 Nedbør	8
2. Vannkvalitet	8
2.1 Temperatur, oksygen, siktedyp og klorofyll	8
2.2 Næringsalter	12
2.3 Tarmbakterier	14
2.4 Organisk stoff og partikler	15
2.5 Surhet	17
2.6 Fytoplankton	19
3. Samlet vurdering	26
3.1 Klassifisering av vannkvalitetstilstand	26
3.2 Vannkvalitetsutvikling 1982-2004	27
3.3 Forhold knyttet til EUs vanndirektiv	27
3.4 Vurdering av behov for tiltak	29
4. Litteratur	30
Vedlegg A. SFTs klassifiseringssystem	32
Vedlegg B. Primærdata vannkjemi	33
Vedlegg C. Primærdata fytoplankton	36

Sammendrag

Vannundersøkelser fra 1982 og 1985 viste at Nesheimvassdraget (25 km²) i Farsund kommune, Vest-Agder var moderat til markert påvirket av næringssalter og sterkt påvirket av organisk stoff. Brastadvatn og Nesheimvatn som begge ligger i den nedre delen av vassdraget var sterkest belastet. Siden disse undersøkelsene ble gjennomført for omkring 20 år siden er det flere forhold som kan ha endret miljøtilstanden, og det var derfor stort behov for en oppdatert oversikt over miljøtilstanden i vassdraget og en dokumentasjon av utviklingstrender siden undersøkelsene på 1980-tallet.

For å undersøke vannkvalitetsforholdene ble det gjennomført 6 prøvetakingsrunder i fire innsjøer i løpet av perioden 11. mai til 6. oktober 2004. Resultatene viser at Nesheimvassdraget var moderat til sterkt påvirket av næringssalter (klasse II "god" til klasse IV "dårlig"), moderat til markert påvirket av tarmbakterier (klasse II "god" til klasse III "mindre god") og ubetydelig til moderat påvirket av surhet (klasse I "meget god" til klasse II "god"). Brastadvatn hadde den dårligste vannkvaliteten både med hensyn til næringssalter og tarmbakterier og hadde dessuten de høyeste konsentrasjonene av organisk stoff. Basert på tradisjonelle belastningsmodeller for innsjøer ligger fosforkonsentrasjonen i Brastadvatn over det som er akseptabelt for innsjøer av denne typen, mens Prestvatn ligger tett opptil grensen for akseptabel belastning. Med de høye konsentrasjonene av organisk stoff som ble målt i Brastadvatn, er det forventet at en stor andel av fosforet foreligger på organisk eller partikulær form og er relativt lite biotilgjengelig. De relativt lave konsentrasjonene av klorofyll a i innsjøen er med på å underbygge dette. På grunn av det lave middeldypet i Nesheimvatn, tåler innsjøen en relativt høy fosfor-belastning før det oppstår uakseptabel vekst av planktonalger.

På tross av avkloakkerings tiltak og andre tiltak for å redusere forurensning de siste 20 årene, synes det å ha vært en generell økning i konsentrasjonene av næringssalter og alger i innsjøene. Dette gjenspeiler seg også i en klar reduksjon i siktedypet i alle innsjøer. Det er også vært å merke seg introduksjonen av algen *Gonyostomum semen* i Prestvatn og Brastadvatn. Store konsentrasjoner av denne algen er tidligere vist å kunne gi allergiske reaksjoner (kløe) hos badende, ved at den utskiller lange klebrige tråder ved fysisk påvirkning. Brastadvatn var også sterkt preget av organisk stoff på 1980-tallet, men effektene på vannfarge og siktedyp ser ut til å ha tiltatt fram mot i dag. I Kleivlandsvatn ble det tidvis funnet høye konsentrasjoner av tarmbakterier og høye fargetall, noe som antas å kunne være et problem i forbindelse med bruken av innsjøen til vannforsyning. Det ble funnet klart sterkere sjøvannspåvirkning i Nesheimvatn under prøvetakingen i 2004 sammenlignet med målingene i 1982 og 1985. Dette tyder på at det, på tross av etablering av sperrer/terskler, fortsatt kan strømme sjøvann inn i innsjøen i forbindelse med stormer og springflo.

Resultatene understreker at det er et behov for forurensningsbegrensende tiltak i vassdraget. Aktuelle virkemidler her kan være å revidere flerbruksplanen fra 1987, gjennomgå mulige tiltak på kommunal sektor og utarbeide forurensningsbudsjett for landbruksaktivitetene i vassdraget for å identifisere de viktigste kildene. Dersom mulig, bør det også gjøres fysiske tiltak for å redusere flukten av organisk stoff fra nedbørfeltet til Brastadvatn samt vurdere ytterligere tiltak for å hindre sjøvannsinntrenging i Nesheimvatn.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og formål

Det ble gjennomført to større vannundersøkelser i Nesheimvassdraget på 1980-tallet (Brettum og Lindstrøm 1983, Brettum 1986). Hovedresultatene fra disse undersøkelsene, samt en oversikt over de viktigste vassdragsdata, forurensningskilder og brukerinteresser er oppsummert av Kaste og Tønnessen (1999). I korte trekk viste miljøundersøkelsene på 1980-tallet at de nedre delene av vassdraget var moderat til markert forurensset av næringssalter og sterkt påvirket av organisk stoff. Dette gjaldt spesielt innsjøene Brastadvatn og Nesheimvatn. Siden forrige vannkvalitetsundersøkelse ble gjennomført for omkring 20 år siden, er det flere forhold som kan ha endret miljøtilstanden, bl.a. avkloakkerings tiltak, endringer i landbruket og endring av vannstanden i Nesheimvatn (etablert sperrer/terskler i utløpet mot saltvannsinntrenging). Det er derfor stort behov for en oppdatert oversikt over miljøtilstanden i vassdraget og en dokumentasjon av utviklingstrender siden 1982 og 1986.

1.2 Områdebeskrivelse

Nesheimvassdraget (25 km²) ligger i Farsund kommune, og strekker seg fra Listastrendene og ca. 10 km innover i landet, til heiområder som ligger i over 300 meters høyde (**Figur 1**). Vassdraget består av fem større innsjøer; Ulgjelvatn (ca. 200 moh.), Kleivlandsvatn (80 moh.), Prestvatn (4 moh.), Brastadvatn (3,5 moh.) og Nesheimvatn (1 moh.).

Berggrunnen i de nordre (øvre) delene av nedbørfeltet består av granittiske bergarter, mens de sørlige delene er dominert av båndgneis (Gusdal og Egerhei 1987). Begge bergartstypene er tungt nedbrytbare og frigjør lite næringssalter. I de lavereliggende områdene er berggrunnen overdekket av løsavsetninger, mens det i de nordlige delene av feltet er mye bart fjell og ellers bare et tynt dekke av bunnmorene. Marin grense i området ligger på omlag 8 meter (I.J. Janssen, Aust-Agder Fylkeskartkontor, pers. medd.). De marine avsetningene gir opphav til et mindre surt og mer næringsrikt avrenningsvann enn de øvrige løsmassene i nedbørfeltet.

Karakteristiske hydrologiske og morfometriske data for vassdraget er angitt i **Tabell 1**. Spesifikk avrenning i området er oppgitt til 29 l/s/km² (NVE), noe som gir en middelvannføring i utløpet av Nesheimvatn på 0,75 m³/s. Vannføringen i vassdraget er karakterisert ved høye vinteravløp og lave sommeravløp. Kleivlandsvatn benyttes til vannforsyning, og det er fastsatt en minstevannføring ut av innsjøen på 25 l/s om sommeren (Gusdal og Egerhei 1987). Arealbruk i nedbørfeltene til Brastadvatn, Prestvatn og Nesheimvatn er vist i **Tabell 2**.

Tabell 1. Morfometriske og hydrologiske data for innsjøbassenger i Nesheimvassdraget. Dybde dataene er basert på ekkolodd-registreringer foretatt av NIVA (Kleivlandsvatn) og Fylkesmannen i Vest-Agder (øvrige innsjøer).

	Kleivlandsvatn	Prestvatn	Brastadvatn	Nesheimvatn
Høyde over havet (m)	85	3	3,5	1
Areal nedbørfelt (km ²)	7,2	13,2	4,0	24,7
Spesifikk avr. (L/s/km ²)	29	29	29	29
Tilsig (mill. m ³ /år)	6,6	12,1	3,7	22,6
Innsjøareal (km ²)	0,27	0,34	0,17	0,81
Største dyp (m)	21	14	8	12
Middeldyp (m)	7,3	4,0	3,3	2,6
Volum (mill. m ³)	1,94	1,38	0,57	2,08
Teor. opph. tid (mnd.)	3,5	1,4	1,8	1,1



Figur 1. Nesheimvassdraget med nedbørfelt (markert med gult). Kilde: NVE-Atlas.

Tabell 2. Arealfordeling i ulike delnedbørfelter i Nesheimvassdraget. Benevning: km². Beregningene er utført av Farsund kommune.

	Prestvatn	Brastadvatn	Nesheimvatn
Skog*	6,220	0,999	8,024
Annet areal**	5,601	1,149	9,261
Innsjøoverflate	0,919	0,166	1,826
Overflatedyrka (gjødsla beite)	0,225	0,224	1,172
Fulldyrka (korn, grønnsaker, poteter)	0,206	1,440	4,453
Totalt areal:	13,169	3,978	24,735

* Arealer med tilvekst > 0,1 m³/daa, uansett treslag.

** Inkluderer både innmark, utmark og tettbygd strøk (Vanse sentrum er 0,740 km²)

1.3 Prøvetaking og analyser

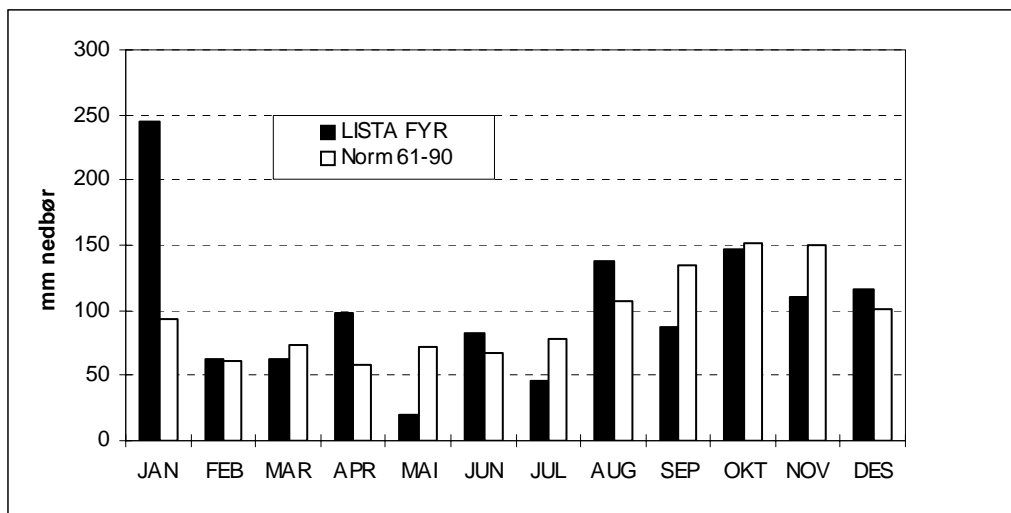
I alt 6 prøvetakingsrunder ble gjennomført i perioden 11. mai til 6. oktober 2004. Det er lagt vekt på å analysere parametre som kan dokumentere virkninger av næringssalter, organisk stoff og surhet i henhold til SFTs klassifiseringssystem for vannkvalitet (Andersen m.fl. 1997). En oversikt over prøvetakingsstasjoner er gitt i **Tabell 3**. Følgende parametre er analysert på alle stasjoner: pH, farge, turbiditet, tot-P, tot-N, kalium, kalsium, TOC og termostabile koliforme bakterier. I tillegg ble det analysert klorofyll a i overflatevannet og oksygen i dypvannet. Alle kjemiske analyser er fortatt ved NIVAs laboratorium i Oslo, mens de bakteriologiske analysene er fortatt ved Agderlab AS i Kristiansand.

Tabell 3. Prøvetakingsstasjoner.

St.nr.	Stasjonsnavn	NVE-nr	UTM, utløp (ø/n/s)	Kartblad
1	Kleivlandsvatn (1-4 m + dypvann)	21936	3629/64452	1311 II
2	Prestvatn (1-4 m + dypvann)	21950	3643/64425	1311 II
3	Brastadvatn (1-4 m + dypvann)	21953	3637/64423	1311 II
4	Nesheimvatn (1-4 m + dypvann)	21963	3630/64405	1311 II

1.4 Nedbør

Nedbørdata fra meteorologisk stasjon ved Lista fyr er gitt i **Figur 2**. Normal årsnedbør på denne stasjonen er 1147 mm, mens nedbøren i 2004 var 1213 mm (nedbørdata for syv døgn er ikke tilgjengelig i databasen til met.no).



Figur 2. Månedlig nedbør ved Lista fyr. Normal månedsnedbør for perioden 1961-1990 er angitt (met.no 2005). NB! Data for seks døgn i mars og ett døgn i august 2004 mangler.

2. Vannkvalitet

2.1 Temperatur, oksygen, siktedyp og klorofyll

I de fleste norske innsjøer med en viss dybde er det stagnasjonsperioder i sommerhalvåret og i vinterhalvåret. I disse periodene er bunnvannet isolert fra overflatevannet pga. temperatur- og tetthetsforskjeller. Om våren og høsten, når det er tilnærmet lik temperatur i overflatevann og bunnvann, vil det vanligvis oppstå sirkulasjon dvs. blanding av overflatevann og bunnvann. På denne tiden blir bl.a. bunnvannet tilført nytt oksygen.

Klorofyllkonsentrasjonen i innsjøer er et mål på mengden planteplankton (alger) i vannet. Algemengden i en innsjø vil variere i forhold til tilgangen på plantenæringsstoffer (fortrinnsvis fosfor) i vannet. Dersom tilførselene av næringsstoffer blir for høye, vil det kunne oppstå algeoppblomstringer,

sjenerende belegg på steiner etc. I slike tilfeller er algeproduksjonen høyere enn det næringskjedene (dyreplankton, bunndyr og fisk) greier å konsumere. De algene som ikke blir spist, dør etter hvert og synker ned på innsjøbunnen. Der blir det døde organiske materialet brutt ned under forbruk av oksygen. Dersom det er en stor overproduksjon av alger i en innsjø, kan det oppstå oksygenproblemer i bunnvannet under stagnasjonsperiodene.

Temperaturutvikling

Temperaturutviklingen gjennom feltsesongen 2004 var relativt lik i de fire innsjøene, med høyeste overflatetemperatur (>20 °C) i august-prøven (**Figur 3**). Innsjøene hadde svak temperatursjiktning gjennom hele perioden, noe som er vanlig i grunne innsjøer med høy vindeksponering. Det var tilnærmet lik vertikal temperaturfordeling i innsjøene på de to siste prøverundene, noe som indikerer at innsjøene nærmet seg fullsirkulasjon (se neste avsnitt).

Oksygen i bunnvannet

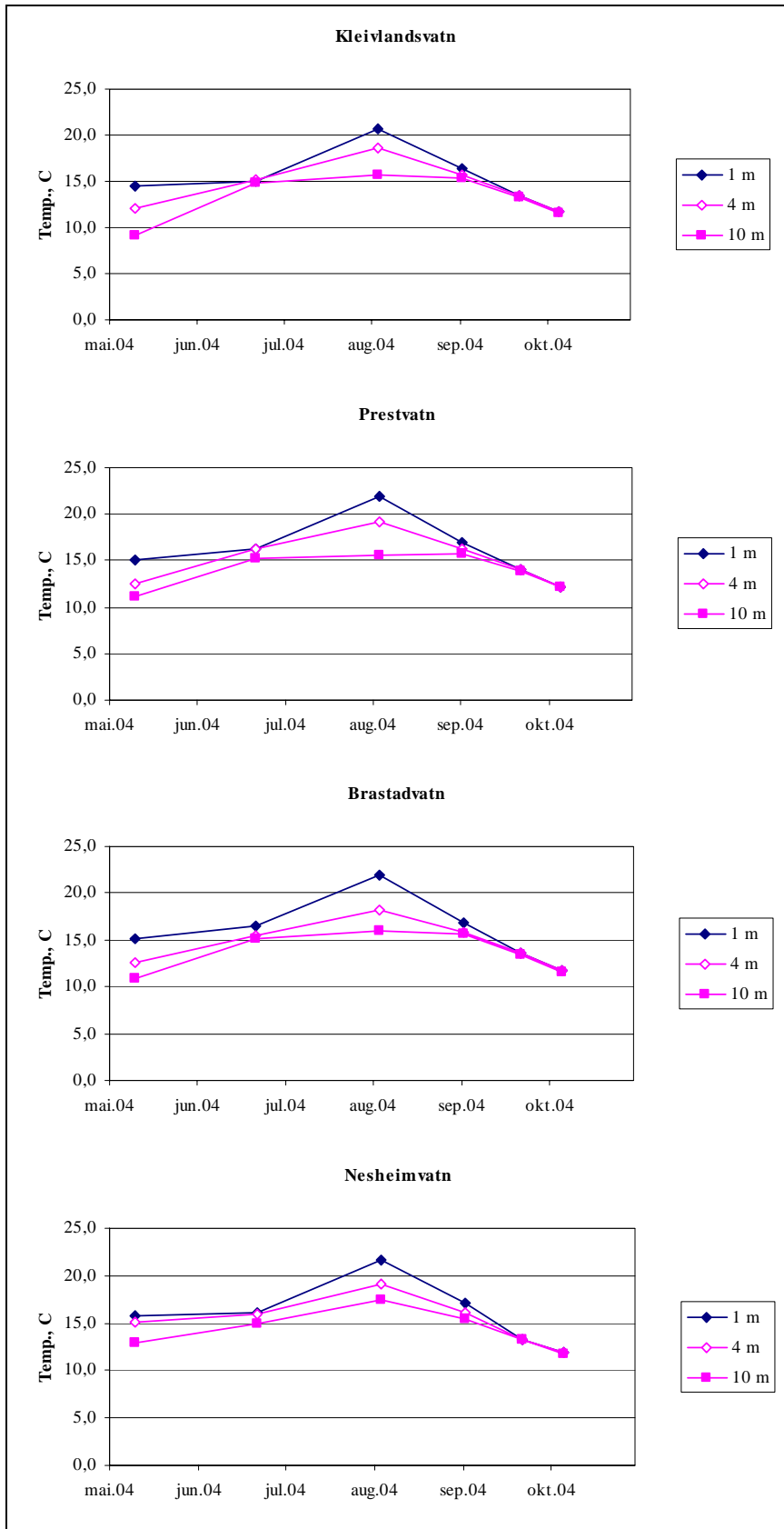
Prestvatn, Brastadvatn og Nesheimvatn er omtrent like dype, og minimumsverdien for oksygen ble målt 4. august (**Figur 4**). Laveste oksygenkonsentrasjon ble målt i Prestvatn med 1,1 mg/L. I Kleivlandsvatn, som er den dypeste av de fire innsjøene, ble laveste oksygeninnhold målt 22. september (3,2 mg/L). Oksygendataene indikerer at de tre førstnevnte innsjøene hadde ustabil sjiktning og innblanding av oksygen i bunnvannet allerede fra begynnelsen av september. I Kleivlandsvatn var det ikke tegn til sirkulasjon før på den siste prøverunden, 6. oktober.

Det ble målt en vertikal konduktivitets-profil i Nesheimvatn under prøvetakingen den 2. september (1 m: 40 mS/m, 3 m: 41 mS/m, 5 m: 54 mS/m, 7 m: 97 mS/m, 9 m: 389 mS/m og 11 m: 685 mS/m). Profilen viser en klar sjøvannspåvirkning i Nesheimvatn. Basert på empirisk sammenheng mellom konduktivitet og salinitet ($r^2=0,94$), tilsvarer den dypeste prøven en salinitet på omlag 4,5 promille. Det er derfor ikke tvil om at Nesheimvatn fortsatt er påvirket av episodisk saltvannsinntrenging, på tross av gjennomførte tiltak de senere årene. Saltgradienten i innsjøen ser imidlertid ikke ut til å påvirke sirkulasjonsforholdene: Det var rikelig med oksygen i bunnvannet ved alle prøvetakingene i 2005 (**Figur 4**). En kan likevel ikke utelukke at det relativt høye saltinnholdet i bunnvannet kan ha effekter på biologien i de bunnære områdene av innsjøen.

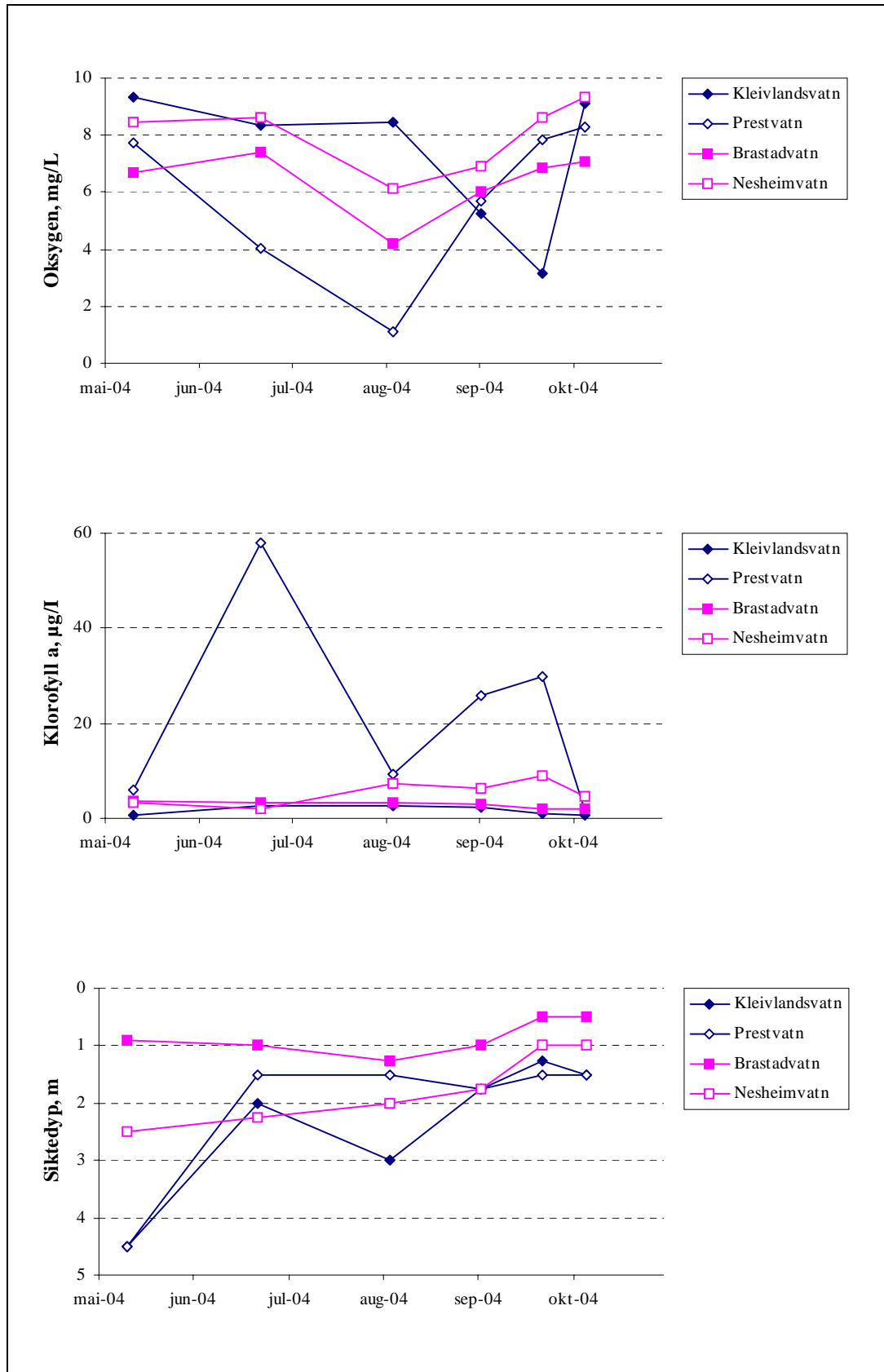
Klorofyll og siktedyp

Kleivlandsvatn, Brastadvatn og Nesheimvatn hadde relativt moderate konsentrasjoner av klorofyll a med middelværdier på hhv. 1,7, 2,9 og 5,4 µg/L (**Vedlegg B**). I Nesheimvatn var det gradvis økning i algemengden utover ettersommeren, med maksimum 22. september (8,8 mg/L) (**Figur 4**). Prestvatn skilte seg ut fra de øvrige innsjøene, med tidvis svært høye konsentrasjoner av klorofyll a (maks 58 µg/L). De høye konsentrasjonene skyldes dominans av den store flagellaten *Gonyostomum semen*, og den store variasjonen fra prøve til prøve skyldes at denne arten foretar hyppige vertikale vandringer, dvs. at den beveger seg inn og ut av overflatesjiktet hvor prøvene tas (1-4 m) (Cronberg m.fl. 1988). Mer om biomasse og artssammensetning i algesamfunnet er beskrevet i kapittel 2.6.

Siktedypet i innsjøer varierer med vannets innhold av alger, partikler og løste organiske stoffer. Brastadvatn hadde minst siktedyp av de fire innsjøene gjennom hele prøveperioden (**Figur 4**), og dette skyldes hovedsakelig at denne innsjøen har et mye høyere innhold av humus og partikler enn de andre innsjøene. Det største siktedypet ble registrert i Prestvatn og Kleivlandsvatn i mai (4,5 m). Etter dette var sikten gjennomgående lavere enn 3 meter i alle sjøene.



Figur 3. Temperatur på ulike dyp i de fire undersøkte innsjøene.



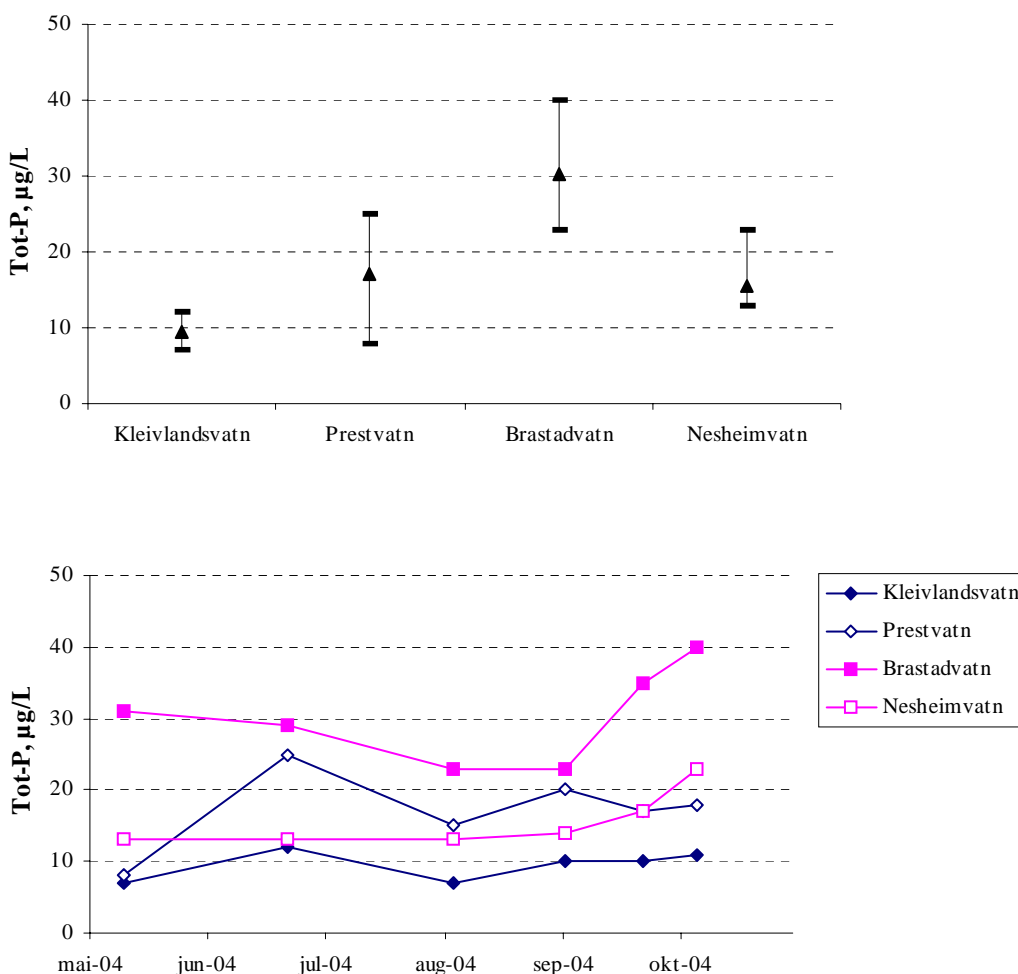
Figur 4. Oksygen i dypvannet (Vedlegg B2), klorofyll a (1-4 m) og siktedyb.

2.2 Næringsalter

Fosfor

Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av fosfor i avrenning fra utmarksområder på Sørlandet ligger på ca. 3-5 $\mu\text{g P/L}$, mens en må påregne noe høyere verdier i områder under marin grense og i områder med mye humusstoffer i avrenningen (Skjelkvåle m.fl. 1997). Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner i avrenning fra områder under marin grense er vanskelig å fastslå, i og med at det meste av disse arealene er dyrket opp.

De undersøkte lokalitetene i Nesheimvassdraget hadde middelkonsentrasjoner av total fosfor i området 10-30 $\mu\text{g P/L}$ (**Figur 5**). Kleivlandsvatn, som ligger lengst opp i vassdraget av de fire innsjøene, var minst påvirket og hadde minst variasjon fra prøve til prøve. Prestvatn og Nesheimvatn hadde middelkonsentrasjoner på hhv. 17 og 16 $\mu\text{g P/L}$, mens konsentrasjonen i Brastadvatn var nær det dobbelte. Med de høye konsentrasjonene av organisk stoff som ble målt i Brastadvatn, er det forventet at en stor andel av fosforet foreligger på organisk eller partikulær form og er relativt lite biotilgjengelig. De relativt lave konsentrasjonene av klorofyll a i innsjøen er med på å underbygge dette. I tillegg viser tot-P samme sesongmessige forløp som vannets farge (indirekte mål på humusinnhold) (**Figur 8**). I Prestvatn ble det registrert et maksimum i tot-P konsentrasjonen 22. juni som trolig er relatert til den høye konsentrasjonen av klorofyll a denne dagen (**Figur 4**). I de andre sjøene var det relativ små sesongmessige variasjoner i tot-P.

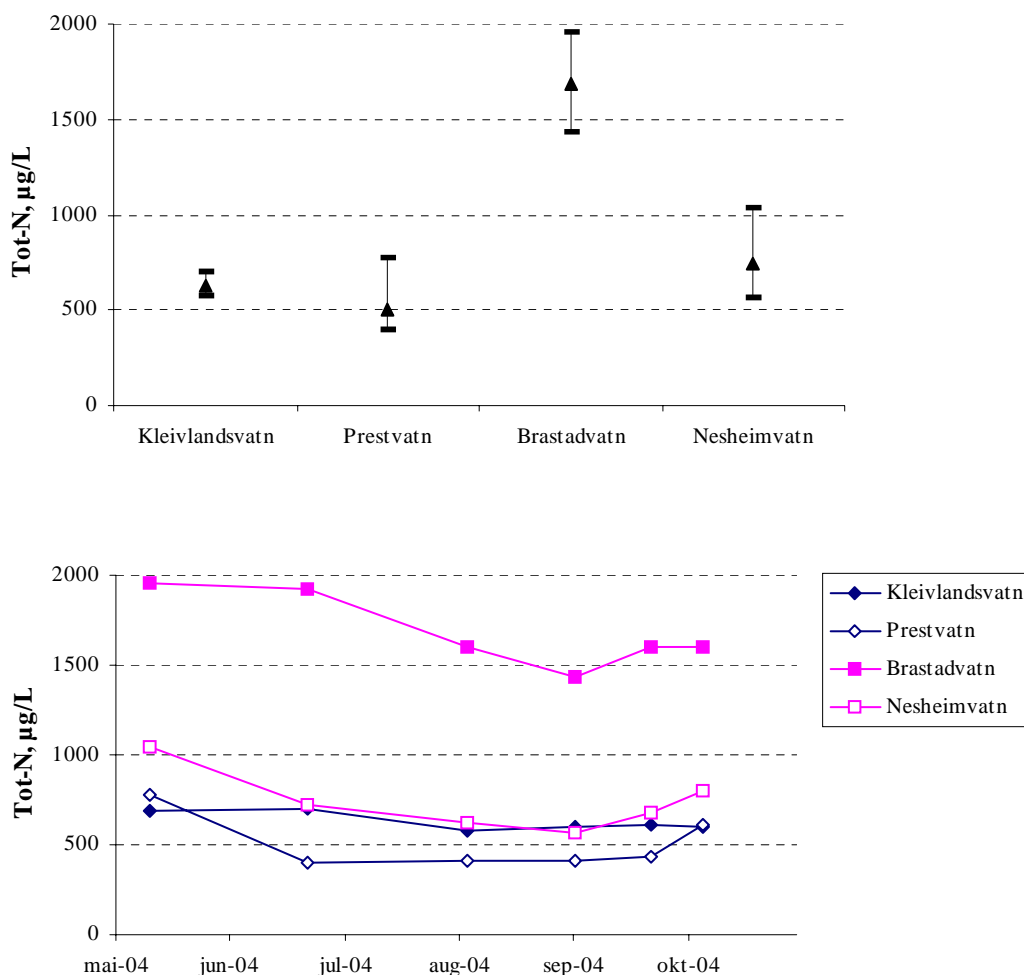


Figur 5. Total fosfor i blandprøver fra 1-4 meters dyp. Middel-, min- og maksverdier (øverst) og sesongvariasjoner på de ulike stasjonene (nederst).

Nitrogen

I utmarksområder på Sørlandet uten lokale forurensningskilder vil en vanligvis måle konsentrasjoner av total nitrogen i området 300-500 $\mu\text{g/L}$ (Skjelkvåle m.fl. 1997). En stor del av dette nitrogenet stammer fra langtransportert forurenset luft og nedbør (Kaste m.fl. 1997), men i vannforekomster med mye humus-forbindelser vil også en del av nitrogenet stamme fra naturlig organisk materiale. Nitrogenedfallet er høyest i de sørlige og sørvestlige delene av landet, og det er også her en finner de høyeste bakgrunnskonsentrasjonene av nitrogen i innsjøer og bekker.

Middelkonsentrasjonene av total nitrogen i Nesheimvassdraget lå i størrelsesintervallet 500-1700 $\mu\text{g N/L}$ (**Figur 6**). Igjen er det Brastadvatn som utmerker seg med de høyeste konsentrasjonene (opp mot 2000 $\mu\text{g N/L}$), og som nevnt under fosfor-kapittelet har dette trolig sammenheng med de høye konsentrasjonene av løst organisk stoff (humus) i innsjøen. Den sesongmessige variasjonen i tot-N viser samvariasjon med vannets farge (**Figur 8**), men ikke i like sterk grad som tot-P. Dette indikerer at også andre kilder kan ha dominerende betydning. Det sesongmessige forløpet med de høyeste konsentrasjonene i mai-prøvene (Brastadvatn, Prestvatn og Nesheimvatn) peker blant annet på mulig avrenning fra gjødslede landbruksarealer.



Figur 6. Total nitrogen i blandprøver fra 1-4 meters dyp. Middel-, min- og maksverdier (øverst) og sesongvariasjoner på de ulike stasjonene (nederst).

Kalium

Kalium kan være en indikator på landbruksforurensning ved at naturgjødning, og i de fleste tilfeller kunstgjødning, inneholder dette plantenæringsstoffet. Kaliumkonsentrasjonene i naturlig bekkevann på Sørlandet er oftest under 1 mg/L (Skjelkvåle m.fl. 1997), men en må regne med noe forhøyede konsentrasjoner i områder som ligger under marin grense.

Midlere kaliumkonsentrasjon i Kleivlandsvatn, Prestvatn, Brastadvatn og Nesheimvatn var hhv. 0,5, 0,8, 2,9 og 3,1 mg/L (**Vedlegg B**). Dette indikerer en klar landbrukspåvirkning på Brastadvatn og Nesheimvatn (særlig i september og oktober), mens Prestvatn ser ut til å være klart mindre påvirket. I Kleivlandsvatn var det som forventet lave konsentrasjoner av kalium.

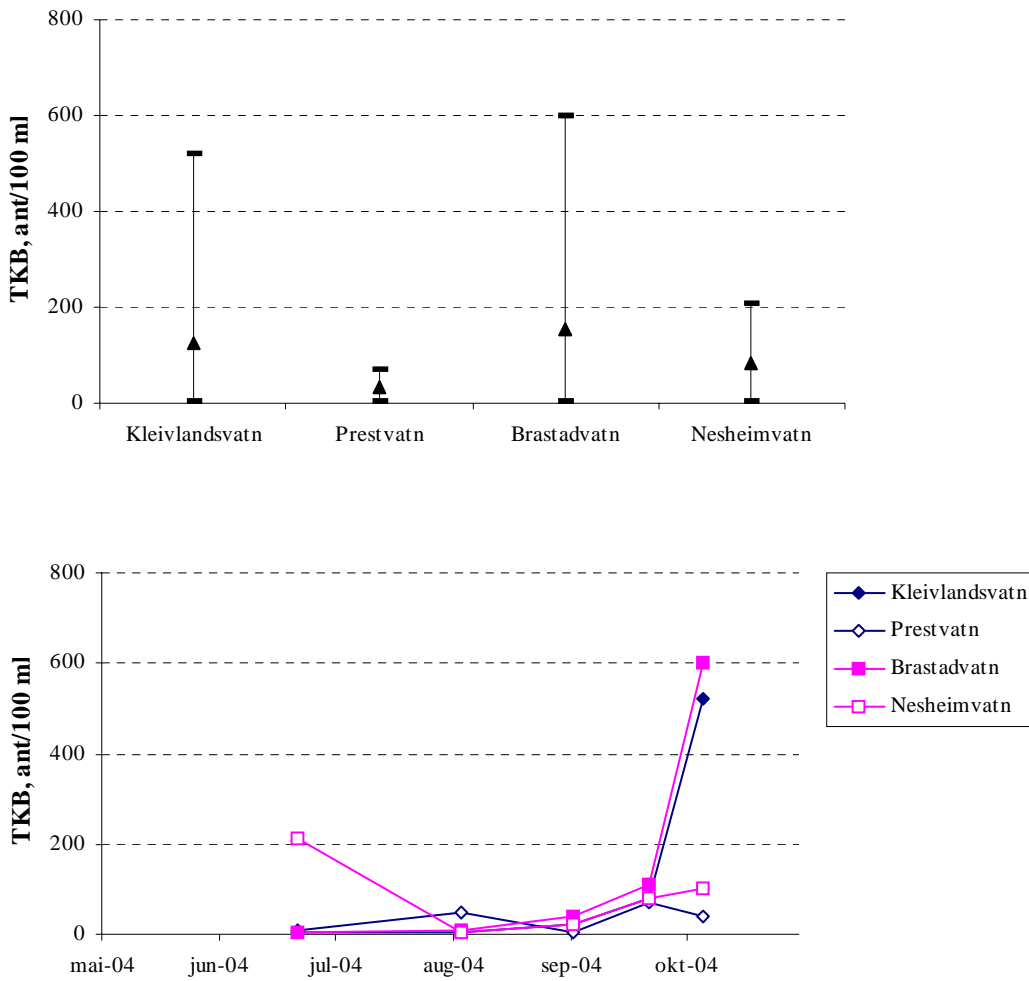
2.3 Tarmbakterier

Forekomst av termotabile koliforme bakterier (TKB) i vann er tegn på fersk fekal forurensning, enten fra mennesker eller dyr. Sosial- og helsedepartementet (1995) har utarbeidet "Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m." på grunnlag av EUs direktiver om drikkevann. Denne forskriften er gjort gjeldende fra 1.1.95. I følge disse forskriftene må det ikke påvises TKB i noen prøver dersom vannet skal oppnå betegnelsen "god drikkevannskvalitet" uten desinfeksjon.

Statens helsetilsyn (1994) har utarbeidet vannkvalitetsnormer for friluftsbad som er gjort gjeldende fra 1.7.94. Ut fra disse normene skal $\geq 90\%$ av prøvene ha mindre enn 100 TKB/100 ml og ingen prøver ha over 1000 TKB/100 ml dersom kravene til betegnelsen "god badevannskvalitet" skal oppnås. Badevannskvaliteten karakteriseres som "mindre god" dersom kravene ovenfor ikke tilfredsstilles, men $\geq 90\%$ av prøvene inneholder mindre enn 1000 TKB/100 ml. Dersom $\geq 10\%$ av prøvene inneholder mer enn 1000 TKB/100 ml må vannet karakteriseres som uegnet for bading. Det skal minst tas 10 prøver fordelt over en eller to badesesonger. Dette er ikke fullt ut tilfredsstillt i dette programmet.

Alle innsjøene fikk påvist TKB i løpet av feltsesongen, og ingen av dem oppfyller dermed kravene til "god drikkevannskvalitet" uten påfølgende desinfeksjon (**Figur 7**). Kleivlandsvatn, som brukes til vannforsyning, fikk påvist TKB i tre av seks prøvetakingsrunder. I prøven fra 22. september ble det påvist 80 TKB/100 ml, mens det to uker senere ble påvist hele 520 TKB/100 ml. Dette vanskelig å forklare i forhold til at innsjøen ligger i et utmarksområde med få potensielle bakteriekilder i nedbørfeltet, men resultatene bør uansett følges opp med flere bakteriemålinger i tiden framover.

Prestvatn var den eneste av innsjøene hvor det ikke ble påvist >100 TKB/100 ml i noen av prøvene. Dette betyr at innsjøen sannsynligvis kvalifiserer til betegnelsen "god badevannskvalitet". I de andre innsjøene ble det registrert >100 TKB/100 ml i én (Kleivlandsvatn) eller to (Brastadvatn, Nesheimvatn) av de seks prøvetakingsrundene. Ingen av innsjøene fikk imidlertid påvist mer enn 1000 TKB/100 ml. Dette betyr at de etter all sannsynlighet kan karakteriseres som egnet for bading, men at vannkvaliteten må betegnes som "mindre god".



Figur 7. Termotabile koliforme bakterier (TKB) i overflatevannet (0 m). Middell-, min- og maksverdier (øverst) og sesongvariasjoner på de ulike stasjonene (nederst).

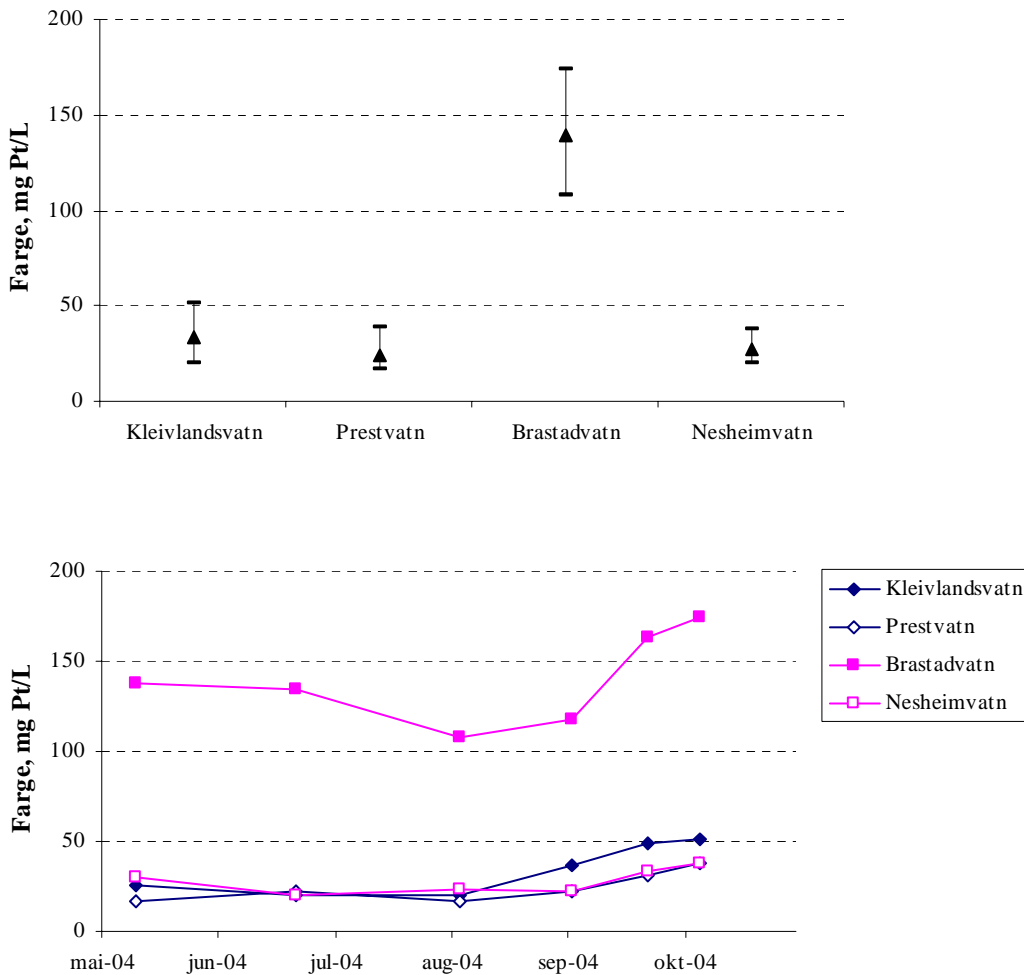
2.4 Organisk stoff og partikler

Organisk stoff er i denne undersøkelsen målt som totalt organisk karbon (TOC) og farge. TOC-konsentrasjoner i overflatevann varierer vanligvis i området 1-15 mg/L i Norge, avhengig av humustilførsler (Skjelkvåle m.fl. 1997). Humus er tungt nedbrytbare organiske forbindelser som bl.a. gir den karakteristiske brune fargen på avrenningsvann fra myrområder. På grunn av de store variasjonene en ofte finner av organisk stoff i naturlig ikke-forurensede vannforekomster, er denne parameteren forholdsvis lite egnet som indikator på lokal forurensning - med mindre en kjenner de naturlige bakgrunnskonsentrasjonene i området svært godt. Vannets innhold av organisk stoff kan imidlertid ha stor innvirkning på andre vannkvalitetsparametre (bl.a. næringsstoffenes tilstandsform), og data for TOC eller tilsvarende er derfor viktige ved tolkningen av disse. Vannets innhold av partikler kan også variere svært mye i naturlige vannforekomster. De høyeste konsentrasjonene kan en vanligvis måle i områder under marin grense.

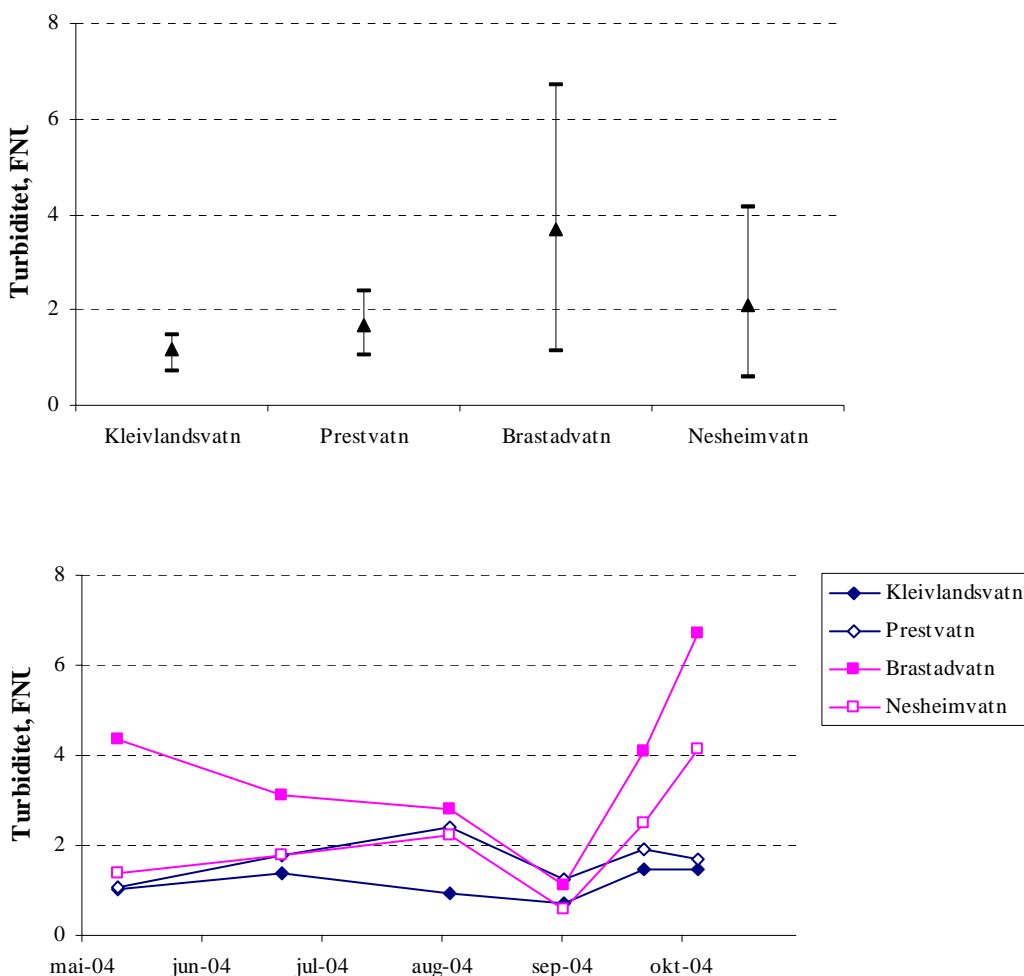
Brastadvatn hadde 2-3 ganger høyere middelkonsentrasjon av TOC (9,5 mg/L) og 4-5 ganger høyere fargetall (139 mg Pt/L) enn de øvrige innsjøene (**Figur 8, Vedlegg B**). Hovedårsaken til dette er trolig

utstrakt grøfting/drenering av myr- og våtmarksområder i nedbørfeltet, med påfølgende utlekking av organisk materiale. Det høye innholdet av humusstoffer vil gi både lite siktedyp, dårlige produktionsforhold (lite lys), økt mobilisering av organiske bundne tungmetaller og redusert bruksverdi av innsjøen. I Kleivlandsvatn ble det målt fargetall på 20 mg Pt/L eller høyere i alle prøvene. Dette er høyere enn gjeldende krav til drikkevannskvalitet, som er satt til 20 mg Pt/L (Sosial- og helsedepartementet 1995). Både vannfargen og konsentrasjonene av TOC økte fra midten av sommeren og utover høsten (**Figur 8**). Dette er et vanlig sesongmønster i mange bekker og innsjøer og skyldes ofte en kombinasjon av oppbygging av nytt organisk materiale i løpet av vekstsesongen og økt frigiving av organisk materiale fra jorda i forbindelse med tørkeperioder.

Brastadvatn hadde også høyest turbiditet (partikkelkonsentrasjon) blant de undersøkte innsjøene (**Figur 9**). Konsentrasjonene var høyest tidlig og sent i feltsesongen og antas å være styrt av nedbør med påfølgende erosjon i nedbørfeltet. Også i Nesheimvatn ble det registrert en økt partikkelbelastning utover høsten i 2004. Her kan også økt forekomst av planktonalger være en medvirkende årsak til turbiditets-økningen.



Figur 8. Vannfarge i blandprøver fra 1-4 meters dyp. Mittel-, min- og maksverdier (øverst) og sesongvariasjoner på de ulike stasjonene (nederst).



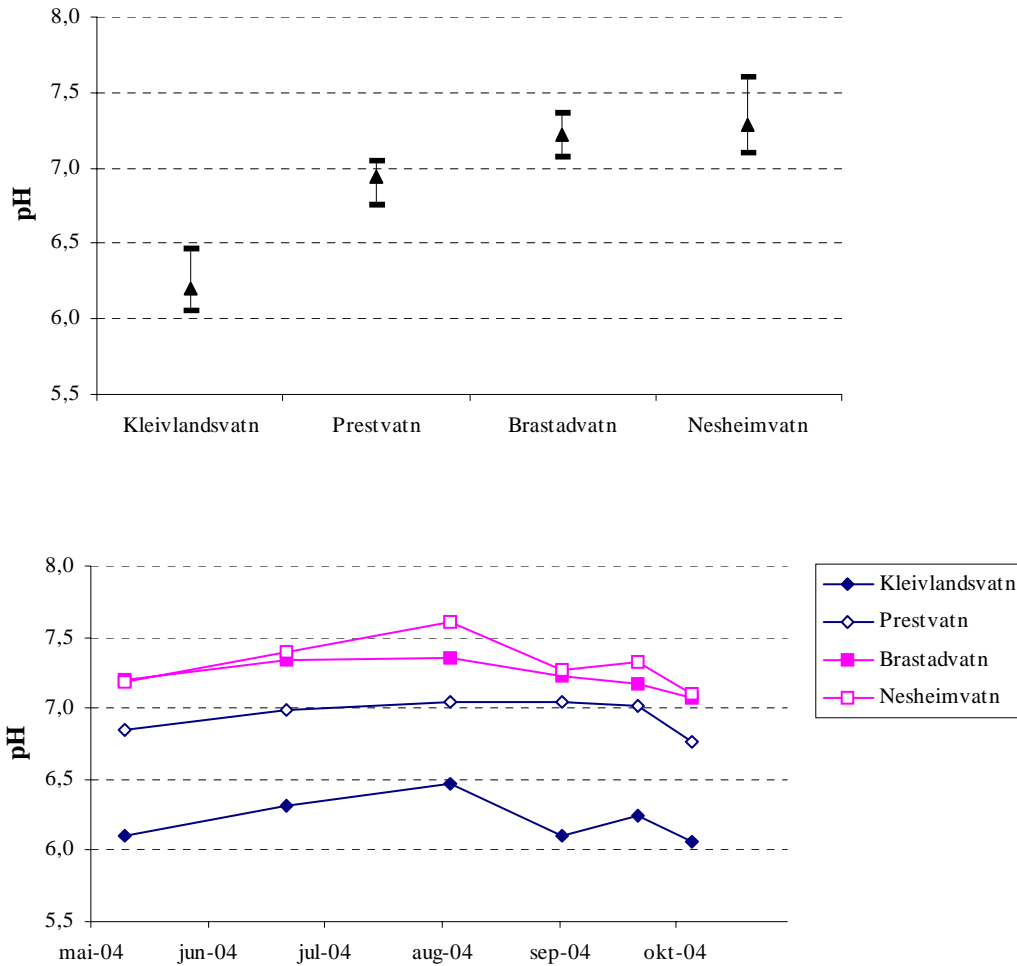
Figur 9. Turbiditet i blandprøver fra 1-4 meters dyp. Middel-, min- og maksverdier (øverst) og sesongvariasjoner på de ulike stasjonene (nederst).

2.5 Surhet

Svovel og nitrogen fra langtransportert forurenset luft og nedbør har ført til forsurening av mange vassdrag i Sør-Norge. Problemet er spesielt stort på Sørlandet og deler av Vestlandet hvor tilførselene av atmosfærisk svovel og nitrogen er store, samtidig som hard og kalkfattig berggrunn gir liten avsyringskapasitet (bufferevne). Surt vann (pH under 5,5) og høye aluminiumskonsentrasjoner har medført fisketomme vann mange steder. Som et resultat av internasjonale forhandlinger har svovelinnholdet i nedbøren nå avtatt betydelig, og det er registrert en tydelig pH-økning i vassdragene på Sørlandet (SFT 2004). Ved tolkning av resultatene fra denne undersøkelsen er det viktig å være klar over at alle prøvene er innsamlet i sommerhalvåret, på en tid da vassdragene vanligvis er mindre sure enn i vinterhalvåret. Dette har sammenheng med at den biologiske produksjonen i sommerhalvåret bidrar til å øke pH, samtidig som tilførselene av surt vann fra utmarksområdene er små på denne tiden av året. Det vanlige i sur nedbør-undersøkelser er derfor å ta prøver gjennom hele året.

Forsuring er tidligere dokumentert å være et problem i de øvre delene av vassdraget, og Ulgjelvatn er i mange år kalket for å redusere skadeomfanget av forsureningen på fisk. Kalkingen av Ulgjelvatn vil også påvirke vannkvaliteten lenger nede i vassdraget, som f.eks. i Kleivlandsvatn. Målingene som ble

foretatt i Kleivlandsvatn og innsjøene nedstrøms i sommerhalvåret 2004 viser at pH-verdiene hele tiden holdt seg over 6,0 (**Figur 10**). Det kan imidlertid ikke utelukkes at pH-verdiene i Kleivlandsvatn kan bevege seg et stykke ned på femtallet i løpet av vinteren og våren, når forsureningsstrykket vanligvis er størst.



Figur 10. pH i blandprøver fra 1-4 meters dyp. Middell-, min- og maksverdier (øverst) og sesongvariasjoner på de ulike stasjonene (nederst).

2.6 Fytoplankton

Det ble i 2004 samlet inn kvantitative planteplanktonprøver fra Brastadvatn, Prestvatn, Nesheimvatn og Kleivlandsvatn. Fra de tre første innsjøene ble det også samlet inn og analysert kvantitative planteplanktonprøver i 1982 og 1985 (Brettum og Lindstrøm 1983, Brettum 1986). Fra Kleivlandsvatn er det tidligere ikke samlet inn og analysert slike prøver. Analyseresultatene for Brastadvatn, Prestvatn og Nesheimvatn for 2004 har en sammenlignet med de tilsvarende for 1982 og 1985. Selv om prøvefrekvensen har vært noe varierende de tre årene, og antallet analyserte prøver er lite, gir denne sammenligningen et rimelig grunnlag for å vurdere utviklingen i innsjøene.

Brastadvatn

Som det fremgår av **Figur 11**, har det vært liten endring i planteplanktonmengdene i perioden 1982 – 2004. Maksimum i 1982 (5 prøver) var i juni med $386 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ($\approx \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt), i 1985 (4 prøver) i juni med $316 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og i 2004 i august med $443 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Planteplanktonmengdene kan ha vært større på tidspunkter i vekstsesongen da det ikke ble samlet inn prøver, men registrert maksimum alle tre årene ligger langt under øvre grense for oligotrofe, næringsfattige vannmasser (Brettum 1989, Brettum og Andersen 2004).

De kvantitativt viktigste gruppene av planteplankton alle tre årene har vært Chrysophyceae (gullalger) og Cryptophyceae (svelgflagellater). Dette er det vanlige i innsjøer med næringsfattige vannmasser. I 1982 ble det registrert 48 arter/taksa, mens det ble registrert 37 i 1985 og 52 i 2004 (**Vedlegg C1**). Dette er forholdsvis få arter, noe som også er vanlig for næringsfattige, oligotrofe innsjøer. Enkelte arter, som vanligvis indikerer mer næringsrike vannmasser ble registrert, særlig i 2004. Eksempler er cyanobakterien (blågrønnalgen) *Aphanizomenon cf. klebahnii*, grønnalgen *Closterium acutum* v. *variabile* og fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. Det relativt store individantallet av *Ceratium hirundinella* som ble registrert i vannmassene sommeren 2004 kan tyde på at en begynnende eutrofierende utvikling er på gang, det vil si at næringssaltinnholdet for algevekst, særlig fosforinnholdet øker noe. Denne arten ble registrert med bare noen få individer i 1985 mens den sommeren 2004 var et vesentlig element i planteplanktonsamfunnet og utgjorde 57 % av totalvolumet.

I 2004 ble arten *Gonyostomum semen* registrert i planteplanktonsamfunnet. Denne er ikke registrert tidligere i innsjøen. En regner at arten er i en innvandringsfase i norske vannlokaliteter, der den vanligvis er mest dominerende i sterkt humøse innsjøer. *Gonyostomum semen* i store konsentrasjoner er tidligere vist å kunne gi allergiske reaksjoner (kløe) hos badende, ved at den utskiller lange klebrige tråder ved fysisk påvirkning (Hongve m.fl. 1988).

For å få et mål på endringene i planteplanktonsamfunnet de siste årtier har en sammenlignet registrerte arter/taksa i de to årene 1985 og 2004, ved å benytte "Sørensens indeks". Her tar en bare med om en art eller et takson er registrert eller ikke, så systemet gir et relativt grovt mål på endringer i samfunnet. Store forskjeller kan allikevel tyde på at endringer av vannkvaliteten skjer.

$$I = \frac{2C}{A + B}$$

Her er A antall registrerte arter/taksa i prøve A (1985) og B antallet i prøve B (2004). C er antall arter/taksa som var felles i de to prøvene. For Brastadvatn er denne indeksen på 0,58, noe som viser at det er liten likhet mellom planteplanktonsamfunnet som ble registrert i 1985 og det en registrerte i 2004. Selv om en tar forbehold om det lille antall analyserte prøver de to årene, og at det ganske sikkert har vært en økning i taksonomisk kunnskap i perioden, viser resultatene at artssamfunnet har endret seg markert. Som nevnt tidligere ble det i 2004 registrert flere arter som er vanlige i mer næringsrike vannmasser.

Prestvatn

Denne innsjøen viser, i motsetning til Brastadvatn, en økning i planteplanktonmengde fra 1982 til 1985, men en særlig kraftig økning i perioden 1985 til 2004 (**Figur 12**). I 1982 viste analyseresultatene at både planteplanktonmengde og -sammensetning var typisk for oligotrofe, næringsfattige vannmasser med et registrert maksimum på $257 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ($\approx \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt) i august. Da var det også et forholdsvis sammensatt algesamfunn der gruppene Chrysophyceae (gullalger) og Cryptophyceae (svelgflagellater) var de viktigste, og arter typiske for næringsrikere vannmasser bare ble registrert med et og annet individ.

Alt i 1985 viste analyseresultatene en begynnende eutrofierende utvikling, selv om registrert maksimum fremdeles lå godt innenfor øvre grense for oligotrofe vannmasser. Maksimum ble registrert i juli det året med $446 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, men flere arter som vanligvis indikerer middels næringsrike, oligomesotrofe til mesotrofe vannmasser, dukket opp i algesamfunnet. Eksempler var *Snowella lacustris* (= *Gomphosphaeria lacustris*), som i juli det året utgjorde nesten halvparten av det totale planteplanktonvolum, foruten *Mallomonas caudata*, *Uroglena americana* og *Peridinium willei*. En økning i antallet individer av *Ceratium hirundinella* hadde også skjedd. I 1982 ble det registrert 41 arter/taksa og i 1985 57 arter/taksa.

Sammenligner en så resultatene fra 1985 med resultatene for 2004 ser en at det har skjedd en dramatisk økning i totalvolum planteplankton. Maksimum i 2004 var $6260 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ (**Vedlegg C2**), det vil si 14 ganger så stort som i 1985. Dette store volumet besto for 95 % av totalen av arten *Gonyostomum semen*, en i planteplanktonsammenheng volumiøs art. Det store totalvolumet som ble registrert skulle etter vanlige normer tilsi sterkt eutrofe vannmasser, men det store totalvolumet skyldes antagelig i større grad det faktum at arten i liten grad beites av dyreplankton, og derfor har en tendens til å hope seg opp og opptre i store individtall og dermed stort totalvolum, da dyreplanktonet ikke "tar unna" produksjonen.

Det er beregnet en "Sørensens indeks" også for Prestvatn der en sammenlignet 1985 med 2004. Indeksen var for Prestvatn på 0,49, noe som viser at det er liten likhet mellom planteplanktonsamfunnet som ble registrert i 1985 og det i 2004. Indeksen viser at, ved siden av at *Gonyostomum semen* dominerte planteplanktonsamfunnet totalt det meste av sesongen 2004, så hadde det også skjedd en sterk endring i artssammensetningen, da bare ca. halvparten av de arter/taksa som ble registrert i 1985 ble registrert i 2004.

Nesheimvatn

Av **Figur 13** fremgår det at det har vært en viss variasjon i planteplanktonmengden i denne innsjøen når en sammenligner 1982 med 1985 og 2004. Maksimum i 1982 (5 prøver) ble registrert i august med $906 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ($\approx \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt), i 1985 (4 prøver) i juli med $304 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og i 2004 (3 prøver) i september med $591 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Det lille og ulike antall analyserte prøver tilsier at det kan ha vært større planteplanktonvolum totalt til andre tider enn prøvetakingstidspunktene.

Sammensetningen av algesamfunnet med gjennomgående dominans av arter innen gruppen Chrysophyceae (gullalger) alle årene tyder på at forholdene hele perioden har variert innenfor rammen for oligotrofe til oligomesotrofe vannmasser. Det vil si næringsfattige på overgangen til middels næringsrike vannmasser. 49 arter/taksa ble registrert i 1982, i 1985 ble 68 registrert og i 2004 ble 69 arter/taksa registrert (**Vedlegg C3**). Analyseresultatene for 2004 viser imidlertid innslag av enkelte arter av trådformete blågrønnalger eller cyanobakterier i mindre mengder, arter som vanligvis indikerer mer næringsrike vannmasser. Disse artene var *Anabaena lemmermannii*, *Aphanizomenon cf. klebahnii* og *Typhonema borneti*. Dette styrker antagelsen om at vannmassene er inne i en begynnende eutrofierende utvikling. Også enkelte registrerte arter innen de andre gruppene/klassene med planteplankton indikerer vanligvis mer næringsrike vannmasser.

På den annen side ble det i 2004 også registrert et stort antall arter/taksa typiske for oligotrofe, næringsfattige vannmasser, noe som forsterker inntrykket av at vannmassene kan være inne i en overgangsfase med noe økende næringssaltinnhold og økt vekstpotensiale for planteplankton. En videre overvåking av forholdene er derfor å anbefale.

Det er beregnet en "Sørensen indeks" også for Nesheimsvatn der en sammenlignet 1985 med 2004. Denne indeksen var på 0,57. Dette viser at det også i Nesheimsvatn var liten likhet mellom planteplanktonsamfunnet som ble registrert i 1985 og det i 2004. Det virker som om det har skjedd en økning i algemengden i perioden frem til 2004, selv om det lille antall analyserte prøver begge årene tilsier at det kan ha vært større algemengder på tidspunkter da det ikke ble samlet inn og analysert prøver fra innsjøen. Det var en del variasjoner i algemengdene også i 1982.

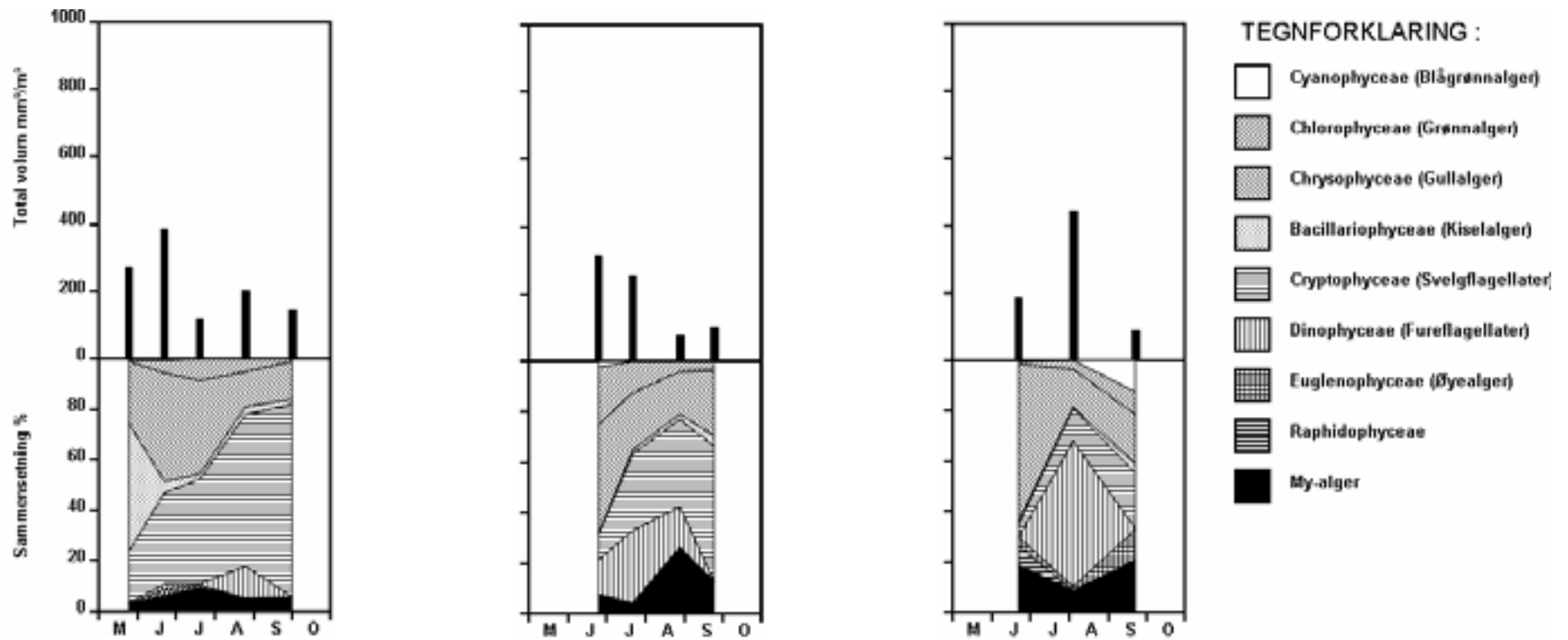
Gonyostomum semen, som tidligere ikke er registrert i denne innsjøen, forekom i prøven fra september 2004 i et stort individantall og dominerte samfunnet da. Som nevnt for Prestvatn kan registreringen av maksimum i septemberprøven skyldes at denne arten i liten grad beites av dyreplankton, og derfor har en tendens til å akkumuleres i vannmassene.

Kleivlandsvatn

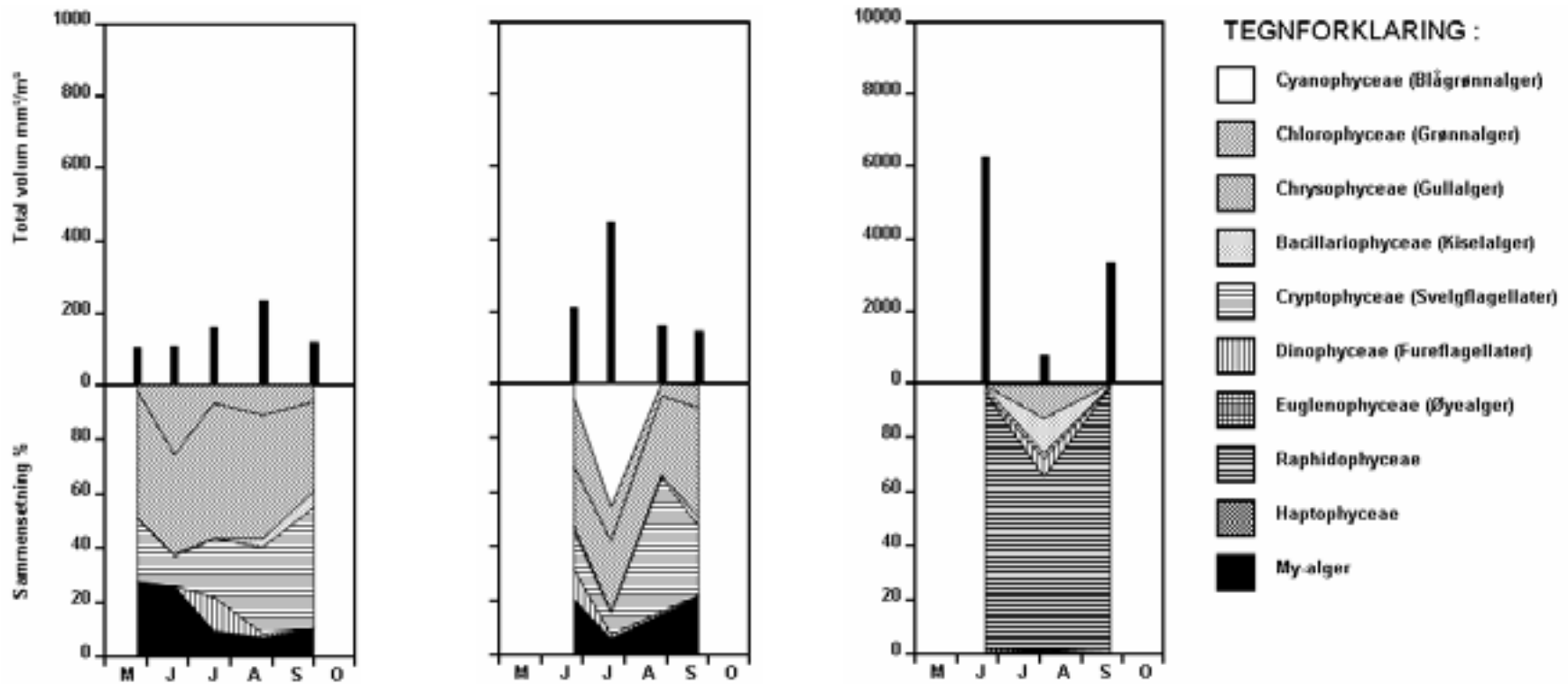
Fra denne innsjøen er det tidligere ikke samlet inn og analysert kvantitative planteplanktonprøver. En har dermed ikke sammenligningsgrunnlag for å vurdere en eventuell utvikling. De tre prøvene som ble samlet inn og analysert fra vekstsesongen 2004, viser imidlertid at vannmassene i innsjøen er oligotrofe, næringsfattige, når en baserer vurderingen på maksimum planteplanktonvolum (**Figur 14**). Maksimum ble registrert i juni med $348 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ($\approx \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt).

I motsetning til hva som er vanlig i oligotrofe innsjøer var det gruppe/klassen Chlorophyceae (grønnalger) som var den dominerende gjennom sesongen, med Chrysophyceae (gullalger) og Dinophyceae (fureflagellater) som viktige grupper (**Vedlegg C4**).

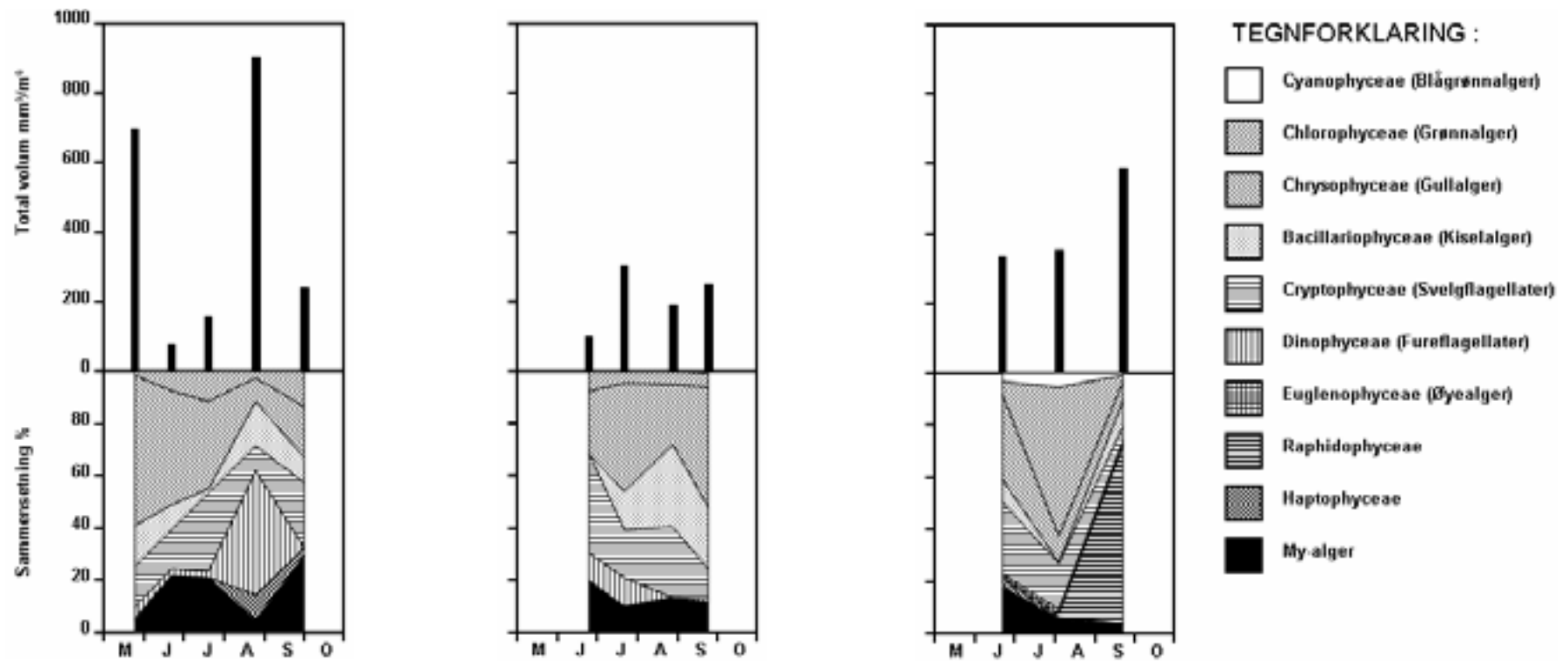
De viktigste artene blant grønnalgene var *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Monoraphidium griffithii*, *Oocystis rhomboidea* og *Oocystis submarina* v.*variabilis*, alle typiske arter for næringsfattige vannmasser. Det ble ikke registrert noen arter/taksa som indikerer mer næringsrike forhold.



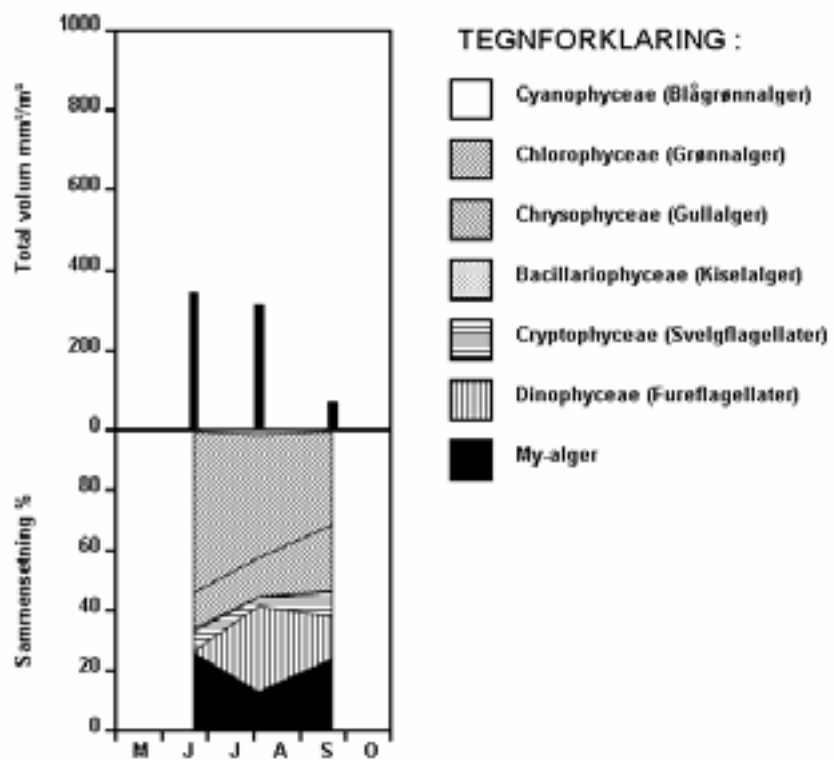
Figur 11. Variasjoner i mengde og sammensetning av planteplankton i årene 1982, 1985 og 2004 i Brastadvatn.



Figur 12. Variasjoner i mengde og sammensetning av planteplankton i 1982, 1985 og 2004 i Prestvatn. **NB!** Skalaen for 2004 er 10 ganger skalaen for 1982 og 1985.



Figur 13. Variasjoner i mengde og sammensetning av planteplankton i 1982, 1985 og 2004 i Nesheimvatn.



Figur 14. Variasjoner i mengde og sammensetning av planteplankton i 2004 i Kleivlandsvatn.

3. Samlet vurdering

3.1 Klassifisering av vannkvalitetstilstand

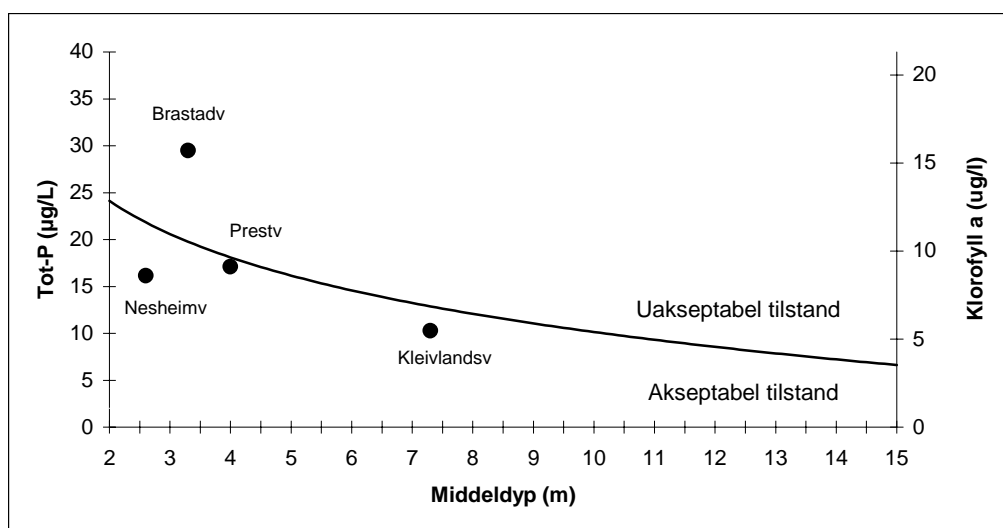
De undersøkte lokalitetene er klassifisert i henhold til SFTs vurderingssystem for vannkvalitet i ferskvann (**Vedlegg A, Tabell 4**). Oversikten viser at Nesheimvassdraget var moderat til sterkt påvirket av næringssalter (klasse II ”god” til klasse IV ”dårlig”), moderat til markert påvirket av tarmbakterier (klasse II ”god” til klasse III ”mindre god”) og ubetydelig til moderat påvirket av surhet (klasse I ”meget god” til klasse II ”god”). Brastadvatn hadde den dårligste vannkvaliteten både med hensyn til næringssalter og tarmbakterier, og innsjøen hadde dessuten de høyeste konsentrasjonene av organisk stoff.

Tabell 4. Samlet vurdering av vassdragets vannkvalitetstilstand. I = meget god, II = god, III = mindre god, IV = dårlig, V = meget dårlig. Klassifiseringsgrunnlaget er gitt i Vedlegg A.

Lokalitet	Antall prøver	Tilstandsklasser		
		Næringssalter ¹	Tarmbakterier	Surhet
1 Kleivlandsvatn	6	II	III	II
2 Prestvatn	6	III	II	I
3 Brastadvatn	6	IV	III	I
4 Nesheimvatn	6	III	III	I

¹ Hovedvekt på tot-P

Basert på tradisjonelle belastningsmodeller for innsjøer ligger fosforkonsentrasjonen i Brastadvatn over det som er akseptabelt for innsjøer av denne typen (Berge 1987) (**Figur 15**). I og med at vannet er forholdsvis humuspåvirket er sannsynligvis en forholdsvis stor andel av fosforet organisk bundet og lite tilgjengelig for algevekst. Dette understrekes av de relativt lave konsentrasjonene av klorofyll i innsjøen (**Vedlegg B**). Prestvatn ligger tett opptil grensen for akseptabel fosforbelastning, og de tidvis høye klorofyll-konsentrasjonene understreker at innsjøen kan være i en ustabil fase i forhold til algevekst. På grunn av det lave middeldypet i Nesheimvatn, tåler innsjøen en relativt høy fosforbelastning før det oppstår uakseptabel vekst av planktonalger.



Figur 15. Nåværende og akseptabel fosforkonsentrasjon i undersøkte innsjøer i Nesheimvassdraget, beregnet på basis av FOSRES-modellen for grunne og middels grunne innsjøer (Berge 1987).

3.2 Vannkvalitetsutvikling 1982-2004

Det ble gjennomført to vannkvalitetsundersøkelser i Nesheimvassdraget på 1980-tallet (Brettum og Lindstrøm 1983, Brettum 1986). Endringer i fytoplankton-samfunnet gjennom denne 20-års perioden er kommentert og vurdert i kapittel 2.6. I **Tabell 5** nedenfor er det gjort en sammenstilling av vannkvalitetsdata fra 1982-85 med nyinnsamlede data fra 2004. Sammenligningen indikerer en generell økning i konsentrasjonene av næringssalter og klorofyll a. Dette gjenspeiler seg også i en klar reduksjon i siktedypet i alle innsjøer. Det er også vært å merke seg introduksjonen av algen *Gonyostomum semen* i Prestvatn og Brastadvatn. Store konsentrasjoner av denne algen er tidligere vist å kunne gi allergiske reaksjoner (kløe) hos badende, ved at den utskiller lange klebrige tråder ved fysisk påvirkning (Hongve m.fl. 1988).

Brastadvatn var også sterkt preget av organisk stoff på 1980-tallet, men effektene på vannfarge og siktedyp ser ut til å ha tiltatt fram mot i dag. I og med at undersøkelsen i 2004 er gjennomført gjennom kun én sesong, må det imidlertid tas forbehold om eventuelle år-til-år variasjoner.

Tabell 5. Sammenligning av vannkvalitetsparametre i undersøkelsene fra 1982-85 og 2004. Tallene angir middelverdier±standardavvik. N=antall prøver.

	År	N	Tot-N µg/L	Tot-P µg/L	Farge Mg Pt/L	Sikt m	Kl.a. µg/L
Prestvatn	1982-85	9	433±119	14±17	24±20	5,9±1,8	1,6±0,9
	2004	6	508±157	17±06	24±09	2,0±1,2	21,8±21,1
Brastadvatn	1982-85	9	1516±518	30±45	87±67	2,3±0,8	2,0±0,7
	2004	6	1684±209	30±07	139±25	0,9±0,3	2,9±0,7
Nesheimvatn	1982-85	9	527±206	13±13	26±19	4,5±1,4	2,9±2,6
	2004	6	738±168	16±04	28±07	1,8±0,6	5,4±2,6

Det ble funnet klart sterkere sjøvannspåvirkning i Nesheimvatn under prøvetakingen i 2004 (maks 685 mS/m; avsnitt 2.1) sammenlignet med maksimumsverdiene som ble målt i 1982 og 1985 (hhv. 38 og 27 mS/m). Dette indikerer at sperrene/tersklene som er etablert ved utløpet, som en oppfølging av flerbruksplanen fra 1987, ikke er tilstrekkelig til å hindre saltvannsinntrenging under alle forhold.

En vannprøve som ble tatt i Kleivlandsvatn i forbindelse med SFTs 1000-sjøer undersøkelse høsten 1986 (SFT 1987) viser at innsjøen hadde svært surt vann (pH 4,7) og høye konsentrasjoner av labilt aluminium (132 µg/L). Vannkvaliteten i 2004 var betydelig bedre, noe som må tilskrives både redusert sur nedbør de siste 15 årene samt kalkingsaktiviteten i det ovenforliggende Uljelvatn.

3.3 Forhold knyttet til EUs vanndirektiv

Generelt

En av hovedpilarene i EUs vannrammedirektiv er målet om "god økologisk status". Status vurderes i forhold til naturtilstand, og må ha ubetydelig avvik for å være "god". Alle vannforekomster skal deles inn i vann typer etter fastsatte kriterier (Lyche-Solheim m.fl. 2003). Inndelingskriteriene i typologien er: Geografisk region (fire klasser), høyde (lavland/skog/høyfjell) og geologi/geokjemi (kalk/ikke-kalk og humus/klarvann). For elver inngår i tillegg nedbørfeltstørrelse (fire klasser), og for innsjøer areal (fire klasser) og middeldyp (tre klasser). Kartleggingen og grupperingen av alle norske

vannforekomster etter type, samt fastsetting av forventet naturtilstand innenfor de ulike kategoriene er igangsatt og skulle etter planen avsluttes innen utgangen av 2004. I løpet av dette arbeidet skal det også identifiseres ”kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomster”, hvor det vil være umulig eller svært kostbart å gjenskape den opprinnelige naturtilstanden.

Hensikten med vanddirektivet er at alle vannforekomster enten skal beskyttes mot å få en dårligere tilstand enn i dag, eller forbedres slik at de tilfredsstillt kravene til ”god tilstand” innen 2015. Med god tilstand menes at både kjemiske, biologiske og fysiske forhold knyttet til vannforekomsten ikke skal avvike for mye fra naturtilstanden (til den aktuelle vanntypen), dvs. de forhold som har eksistert dersom vannforekomsten ikke hadde vært påvirket av menneskelige aktiviteter. For ”kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomster” skal en oppnå det økologiske potensialet, dvs. den beste miljøkvaliteten en kan regne med å oppnå med de inngrep som er gjort. Et pågående arbeid i regi av EU er igangsatt for å få til en internasjonal harmonisering av tolkingen på dette området.

Hvor stort avvik fra naturtilstanden som tillates, vil konkretiseres ved at det utvikles egne klassifiseringssystemer for de ulike vanntypene. Disse systemene vil inndele tilstanden i vanntypene i fem klasser karakterisert som høy, god, moderat, mindre god og dårlig. Bare de to førstnevnte klassene vil tilfredsstillt miljømålene, og for vannforekomster innen de andre tre klassene vil det være nødvendig med tiltak for å nå miljømålene. Det vil neppe bli full overensstemmelse mellom dette klassifiseringssystemet og det som tidligere er utarbeidet av SFT (Andersen m.fl. 1997, **Vedlegg A**). Et felles europeisk prosjekt skal sikre at systemene og miljømålene blir fastsatt etter de samme prinsipper og med samme ambisjonsnivå over hele Europa. Denne såkalte interkalibreringen vil bli styrt av EU-kommisjonen og skal være ferdig innen første halvdel av 2006.

En viktig forskjell fra det tidligere SFT/DN-initiativet ”Miljømål for vannforekomstene” er at ambisjonene om god økologisk status forankres i lovverket, og at kommunenes frihet til å sette egne miljømål i stor grad faller bort. Det er selvsagt fortsatt anledning for lokale myndigheter å fastsette mer ambisiøse miljømål enn det som angis i direktivet.

Forhold knyttet til Nesheimvassdraget

Forvaltningen av vassdrag og sjøområder skal skje innenfor såkalte vannregioner med en identifisert regional ansvarlig myndighet. For å lette forvaltningen av de enkelte lokale vassdragsområdene, vil det være nødvendig med en finere inndeling av vannforekomstene. I denne sammenheng vil trolig Nesheimvassdraget, inkludert det marine influensområdet, være en hensiktsmessig lokal forvaltingsenhet. I og med at vassdraget munner ut i åpent hav ved Lista-strendene, vil det marine influensområdet være minimalt.

Basert på de foreløpige inndelingskriteriene i typologien (Lyche-Solheim m.fl. 2003) vil Nesheimvassdraget falle inn under kategorien ”lite” (10-100 km²) vassdrag med ”meget små” (< 0,5 km²) til ”små” (0,5-5 km²) innsjøer. Basert på middeldypet (**Tabell 1**) kan innsjøene betraktes som ”svært grunne” (< 3 m) til ”middels grunne” (3-15 m). Nesheimvassdraget må i hovedtrekk kunne betraktes som et lavlandsvassdrag (< 200 moh.) selv om en liten andel av nedbørfeltet ligger over denne grensen. Kleivlandsvatn og Prestvatn vil kunne karakteriseres som kalkfattig (1-4 mg Ca/L), mens Brastadvatn og Nesheimvatn vil være kalkrike (4-20 mg/L). Brastadvatn vil klart høre til blant humusrike innsjøer, mens de øvrige innsjøene vil befinne seg i en grensesone mellom humusfattige og humusrike (grense satt ved 30 mg Pt/L). Systemet for å fastsette vannstatus i forhold til typologi er ikke ferdig utarbeidet ennå, men i den foreløpige karakteriseringen av 8 eksempel vassdrag i Norge (f.eks. Berge m.fl. 2004) er det benyttet SFTs 5-delte klassifiseringssystem (**Vedlegg A**). I det foreløpige karakteriseringsarbeidet vil vannforekomster i klasse 3 eller høyere kunne risikere å ikke oppfylle direktivets krav om god økologisk status.

I Brastadvatn, hvor den høye organiske belastningen i stor grad antas å skyldes utstrakt drenering av våtmarksområder, vil det være et diskusjonsspørsmål om vannforekomsten skal karakteriseres som ”sterkt modifisert” og dermed unntas fra kravene om god økologisk status.

3.4 Vurdering av behov for tiltak

Det er tidligere utarbeidet en flerbruksplan for vassdraget (Gusdal og Egerhei 1987) som identifiserer de viktigste brukerinteressene og –konfliktene. Planen inneholder formulerte mål for de ulike interessene, en konsekvensvurdering av ulike utnyttelsesalternativer og et handlingsprogram for sektorene jordbruk (vanning, kanalisering), vern mot forurensning, vannforsyning, naturvern og fisk.

I en problemanalyse for Nesheimvassdraget (Kaste og Tønnessen 1999) er det i tillegg til anbefalinger om oppfølgende vannkvalitetsundersøkelser også gitt anbefalinger om å evaluere oppfølgingen av flerbruksplanen fra 1987 og eventuelt revidere/oppdatere denne. Problemanalysen inneholder også en oversikt over forurensningskilder på kommunal sektor (inkl. vurdering av mulige lekkasjer og overløp) men ingen tilsvarende oversikt for landbruksområdene, hvor det sannsynligvis også er betydelige forurensningskilder.

Basert på de nye undersøkelsene i Nesheimvassdraget i 2004 er det identifisert flere problemer mht. vannkvaliteten:

- Svært høy belastning med organisk stoff, næringssalter og tarmbakterier i Brastadvatn.
- Tidvis høye konsentrasjoner av tarmbakterier og høye fargetall i Kleivlandsvatn som kan være et problem mht. vannforsyning.
- Generell tendens til økning i konsentrasjoner av næringsstoffer og alger. Betydelig redusert siktedyp i forhold til på 1980-tallet.
- Tydelig saltvannspåvirkning av dypvannet i Nesheimvatn.

Resultatene understreker at det er et behov for forurensningsbegrensende tiltak i vassdraget. Aktuelle virkemidler her kan være å revidere flerbruksplanen fra 1987, gjennomgå mulige tiltak på kommunal sektor og utarbeide forurensningsbudsjett for landbruksaktivitetene i vassdraget for å identifisere de viktigste kildene. Dersom mulig, bør det også gjøres fysiske tiltak for å redusere flukten av organisk stoff fra nedbørfeltet til Brastadvatn samt vurdere ytterligere tiltak for å hindre sjøvannsinntrenging i Nesheimvatn. Dersom det skulle oppstå et stagnerende (oksygenfritt) saltvannslag i bunnen av Nesheimvatn i fremtiden, bør en vurdere fysisk uttapping av bunnvannet. Dette er gjort i flere andre innsjøer, bl.a. i Langsæ ved Arendal og i Tretjønn ved Kristiansand. Basert på de høye bakterietallene som ble funnet i Kleivlandsvatn, bør det tas oppfølgende prøver fra innsjøen i tiden framover.

4. Litteratur

- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04, TA-1468/1997, 31 s.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport, løpenr. 2001, 44 s.
- Berge, D., Berge, J.A., Barton, D., Gaut, A., Tjomsland, T., Rygg, B., Turtumøygard, S., Øygarden, L., Kraft, P. og Dahl, E. 2004. Karakterisering. Numedalslågen med utenforliggende fjordområder. NIVA-rapport 4784, 140 s.
- Brettum, P. 1986. Vannkvalitetsvurderinger av innsjøer på Lista 1985. NIVA-rapport O-85178. Løpenr.: 1821.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr.2344. O-86116. 111 s.
- Brettum, P. og Andersen, T. 2004. The use of phytoplankton as indicators of water quality. (In prep.)
- Brettum, P. og Lindstrøm, E.A. 1983. Vassdrag i Vest-Agder. Vurdering av vannkvaliteten på grunnlag av fysisk-kjemiske og biologiske analyseresultater 1981-82. NIVA-rapport 1493, 146 s.
- Cronberg, G., Lindmark, G. and Bjørk, S. 1988. Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Swedish forest lakes - an effect of acidification? *Hydrobiologia* 161: 217-236.
- Gusdal, O.S. og Egerhei, T. 1987. Flerbruksplan for Nesheimsvassdraget. Fylkeslandbrukskontoret i Vest-Agder / Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvern avdelingen, 55 s.
- Hongve, D., Løvstad, Ø. and Bjørndalen, K. 1988. *Gonyostomum semen* - a nuisance to bathers in Norwegian lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 430-434.
- Kaste, Ø. og Tønnessen, G. 1999. Miljøtilstand i Nesheimsvassdraget, Farsund kommune. Problemanalyse som grunnlag for videre undersøkelser. NIVA-notat, 16 s.
- Kaste, Ø., Henriksen, A. and Hindar, A. 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim River in Southwestern Norway. *Ambio* 26: 296-303.
- Lyche-Solheim, A., Andersen, T., Brettum, P., Erikstad, L., Fjellheim, A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M., Raddum, G., Saloranta, T., Schartau, A.-K., Tjomsland, T. og Walseng, B. 2003. Foreløpig forslag til system for typifisering av norske ferskvannsføremønstre og for beskrivelse av referansetilstand, samt forslag til referansenettverk. NIVA-rapport 4634, 93 s.
- met.no 2005. Nedbørhøyder for 2004 fra meteorologisk stasjon Lista fyr, samt normalperioden 1961-1990. Meteorologisk institutt, Oslo.
- SFT 1987. 1000-sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 282/87, 31 s.
- SFT 2004. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport – effekter 2003. Statens forurensningstilsyn, rapport 913/2004, 166 s.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statens forurensningstilsyn, rapport 677/96, 73 s.

Sosial og helsedepartementet 1995. Forskrift om vannforsyning og drikkevann mm. Nr. 68, I-9/95, 38 s.

Statens Helsetilsyn. 1994. Nye kvalitetsnormer for friluftsbad. Rundskriv IK-21/94.

Vedlegg A. SFTs klassifiseringssystem

Klassifisering av tilstand.

På grunnlag av målte konsentrasjoner kan tilstandsklassen bestemmes ut tabellen nedenfor. Tilstandsklassen tar ikke hensyn til hvorvidt de målte konsentrasjonene er høyere eller lavere enn bakgrunnskonsentrasjonen. SFTs veileder inneholder også et verktøy for å vurdere egnet av vannet for ulike brukerinteresser som drikkevann-råvann, friluftsbad og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning - åker og eng.

Klassifisering av vannkvalitetstilstand i ferskvann. Et utvalg av de viktigste parametrene. Utdrag fra SFTs veileder 97:04 (Andersen m.fl. 1997).

Virkinger av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		I "Meget god"	II "God"	III "Mindre god"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Næringsalter	<i>Total fosfor, µg P/l</i>	<7	7-11	11-20	20-50	>50
	<i>Klorofyll a, µg/l</i>	<2	2-4	4-8	8-20	>20
	<i>Siktedyp, m</i>	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	<i>Prim. prod., g C/m² år</i>	<25	25-50	50-90	90-150	>150
	<i>Total nitrogen, µg N/l</i>	<300	300-400	400-600	600-1200	> 1200
Organiske stoffer	<i>TOC, mg C/l</i>	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	<i>Fargetall, mg Pt/l</i>	<15	15-25	25-40	40-80	>80
	<i>Oksygen, mg O₂/l</i>	>9	6,5-9	4-6,5	2-4	<2
	<i>Oksygenmetning, %</i>	>80	50-80	30-50	15-30	<15
	<i>Siktedyp, m</i>	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	<i>KOF_{Mn}, mg O/l</i>	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	<i>Jern, µg Fe/l</i>	<50	50-100	100-300	300-600	>600
<i>Mangan, µg Mn/l</i>	<20	20-50	50-100	100-150	>150	
Forsurende stoffer	<i>Alkalitet, mmol/l</i>	>0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	<0,01	0,00
	<i>pH</i>	>6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	<5,0
Partikler	<i>Turbiditet, FTU</i>	<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
	<i>Suspendert stoff, mg/l</i>	<1,5	1,5-3	3-5	5-10	>10
	<i>Siktedyp, m</i>	>6	4-6	2-4	1-2	<1
Tarmbakterier	<i>Termotol koli. bakt., ant./100 ml</i>	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000
Miljøgifter (tungmetaller) i vann	<i>Kobber, µg Cu/l</i>	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
	<i>Sink, µg Zn/l</i>	<5	5-20	20-50	50-100	>100
	<i>Kadmium, µg Cd/l</i>	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,4	>0,4
	<i>Bly, µg Pb/l</i>	<0,05	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
	<i>Nikkel, µg Ni/l</i>	<0,5	0,5-2,5	2,5-5	5-10	>10
	<i>Krom, µg Cr/l</i>	<0,2	0,2-2,5	2,5-10	10-50	>50
	<i>Kvikksølv, µg Hg/l</i>	<0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,02	>0,02

Nøkkelparametre er gitt i kursiv.

Vedlegg B. Primærdata vannkjemi

B1. Vannkjemi

Ca	Kalsium	Tot-P	Total fosfor
TOC	Totalt organisk karbon	FARG	Vannfarge
K	Kalium	TURB	Turbiditet (partikkelinnhold)
Tot-N	Total nitrogen	KLA/S	Klorofyll a

Stasjonsnavn	Dato	Dyp m	pH	Ca mg/L	TOC mg/L C	K mg/L	Tot-N µgN/L	Tot-P µg N/L	FARG mg Pt/l	TURB FNU	KLA/S µg/L
St. 1 Kleivlandsvatn	11.05.2004	1-4	6,10	1,71	3,3	0,47	685	7	25,2	1,02	0,77
St. 1 Kleivlandsvatn	22.06.2004	1-4	6,32	1,73	3,6	0,53	700	12	19,7	1,40	2,7
St. 1 Kleivlandsvatn	04.08.2004	1-4	6,47	1,93	4,1	0,44	580	7	20,5	0,92	2,6
St. 1 Kleivlandsvatn	02.09.2004	1-4	6,11	1,89	5,5	0,44	605	10	37,2	0,72	2,4
St. 1 Kleivlandsvatn	22.09.2004	1-4	6,24	1,97	6,3	0,48	610	10	48,4	1,45	0,83
St. 1 Kleivlandsvatn	06.10.2004	1-4	6,06	1,85	6,3	0,53	595	11	51,5	1,47	0,79
		Mid	6,19	1,85	4,9	0,48	629	10	33,8	1,16	1,7
		Min	6,06	1,71	3,3	0,44	580	7	19,7	0,72	0,77
		Max	6,47	1,97	6,3	0,53	700	12	51,5	1,47	2,7
St. 2 Prestvatn	11.05.2004	1-4	6,85	3,11	2,4	0,78	780	8	16,3	1,06	5,9
St. 2 Prestvatn	22.06.2004	1-4	6,99	3,07	2,7	0,74	395	25	22,1	1,80	58
St. 2 Prestvatn	04.08.2004	1-4	7,04	3,51	3,0	0,73	410	15	16,3	2,40	9,2
St. 2 Prestvatn	02.09.2004	1-4	7,05	3,43	3,6	0,75	410	20	21,7	1,26	26
St. 2 Prestvatn	22.09.2004	1-4	7,02	3,26	4,1	0,78	435	17	30,6	1,89	30
St. 2 Prestvatn	06.10.2004	1-4	6,76	3,01	4,5	0,79	615	18	38,3	1,71	1,5
		Mid	6,94	3,23	3,4	0,76	508	17	24,2	1,69	22
		Min	6,76	3,01	2,4	0,73	395	8	16,3	1,06	1,5
		Max	7,05	3,51	4,5	0,79	780	25	38,3	2,40	58
St. 3 Brastadvatn	11.05.2004	1-4	7,20	9,49	8,0	2,72	1960	31	138	4,37	3,6
St. 3 Brastadvatn	22.06.2004	1-4	7,34	9,80	7,4	2,61	1920	29	134	3,10	3,3
St. 3 Brastadvatn	04.08.2004	1-4	7,36	10,90	7,9	2,94	1600	23	108	2,80	3,4
St. 3 Brastadvatn	02.09.2004	1-4	7,23	10,90	8,8	2,92	1430	23	118	1,13	3,1
St. 3 Brastadvatn	22.09.2004	1-4	7,17	10,70	12,1	3,08	1595	35	163	4,08	1,9
St. 3 Brastadvatn	06.10.2004	1-4	7,07	10,50	12,6	3,19	1600	40	174	6,69	2,0
		Mid	7,22	10,38	9,5	2,91	1684	30	139	3,70	2,9
		Min	7,07	9,49	7,4	2,61	1430	23	108	1,13	1,9
		Max	7,36	10,90	12,6	3,19	1960	40	174	6,69	3,6
St. 4 Nesheimvatn	11.05.2004	1-4	7,19	6,21	3,4	2,06	1040	13	29,8	1,36	3,2
St. 4 Nesheimvatn	22.06.2004	1-4	7,39	6,44	3,9	2,22	725	13	19,7	1,80	1,9
St. 4 Nesheimvatn	04.08.2004	1-4	7,60	7,07	4,9	2,30	620	13	22,8	2,20	7,2
St. 4 Nesheimvatn	02.09.2004	1-4	7,27	8,04	4,4	3,27	570	14	22,4	0,59	6,3
St. 4 Nesheimvatn	22.09.2004	1-4	7,33	9,43	4,4	4,47	675	17	32,9	2,47	8,8
St. 4 Nesheimvatn	06.10.2004	1-4	7,10	8,25	5,1	4,02	800	23	37,9	4,15	4,8
		Mid	7,29	7,57	4,4	3,06	738	16	27,6	2,10	5,4
		Min	7,10	6,21	3,4	2,06	570	13	19,7	0,59	1,9
		Max	7,60	9,43	5,1	4,47	1040	23	37,9	4,15	8,8

B2. Oksygen

Stasjonsnavn	Dato	Dyp m	O ₂ mg/L
St. 1 Kleivlandsvatn	11.05.2004	18	9,31
St. 1 Kleivlandsvatn	22.06.2004	15	8,34
St. 1 Kleivlandsvatn	04.08.2004	18	8,45
St. 1 Kleivlandsvatn	02.09.2004	15	5,24
St. 1 Kleivlandsvatn	22.09.2004	19	3,16
St. 1 Kleivlandsvatn	06.10.2004	18	9,10
St. 1 Kleivlandsvatn		Mid	7,27
		Min	3,16
		Max	9,31
St. 2 Prestvatn	11.05.2004	10	7,71
St. 2 Prestvatn	22.06.2004	10	4,01
St. 2 Prestvatn	04.08.2004	11	1,10
St. 2 Prestvatn	02.09.2004	10	5,69
St. 2 Prestvatn	22.09.2004	11	7,86
St. 2 Prestvatn	06.10.2004	11	8,27
St. 2 Prestvatn		Mid	5,77
		Min	1,10
		Max	8,27
St. 3 Brastadvatn	11.05.2004	11	6,70
St. 3 Brastadvatn	22.06.2004	11	7,39
St. 3 Brastadvatn	04.08.2004	11	4,18
St. 3 Brastadvatn	02.09.2004	11	6,00
St. 3 Brastadvatn	22.09.2004	11	6,87
St. 3 Brastadvatn	06.10.2004	11	7,07
St. 3 Brastadvatn		Mid	6,37
		Min	4,18
		Max	7,39
St. 4 Nesheimvatn	11.05.2004	11	8,47
St. 4 Nesheimvatn	22.06.2004	8	8,62
St. 4 Nesheimvatn	04.08.2004	12	6,14
St. 4 Nesheimvatn	02.09.2004	11	6,89
St. 4 Nesheimvatn	22.09.2004	10	8,60
St. 4 Nesheimvatn	06.10.2004	10	9,36
St. 4 Nesheimvatn		Mid	8,01
		Min	6,14
		Max	9,36

B3. Temperatur, siktedyp, innsjøens farge og termostabile koliforme bakterier (TKB)

Kleivlandsvatn	0m	1m	2m	3m	4m	6m	8m	10m	15m	18m	19m	Sikt (m)	Innsjøens farge	TKB per 100 ml
11.05.2004	14,6	14,5	14,3	14,5	12,0	11,0	9,6	9,1		6,9		4,5	gul	0*
22.06.2004		15,0	15,0	15,3	15,2	15,2	15,1	14,8				2,0	gul	<10
04.08.2004	20,7	20,7	20,6	17,0	18,6	17,5	16,2	15,7				3,0	gul	<10
02.09.2004	16,4	16,3	16,2	16,0	15,7	15,6	15,4	15,3	15,2			1,8	gul	20
22.09.2004	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,3			13,1	1,3	gul	80
06.10.2004	11,8	11,7	11,7	11,7	11,7	11,5	11,5	11,5		11,4		1,5	rød-brun	520
Prestvatn	0m	1m	2m	3m	4m	6m	8m	10m	11m					
11.05.2004	15,2	15,1	14,4	13,2	12,5	11,6	11,8	11,2				4,5	gul-grønn	0*
22.06.2004	16,4	16,2	16,5	16,2	16,2	16,1	16,0	15,2				1,5	gul-brun	11
04.08.2004	22,0	22,0	21,8	20,2	19,1	18,4	17,1	15,5				1,5	gul	50
02.09.2004	17,4	17,0	16,5	16,3	16,2	16,1	16,0	15,8				1,8	gul	<10
22.09.2004	14,2	14,1	14,1	14,0	14,0	13,9	13,9	13,9	13,9			1,5	gul	70
06.10.2004	12,1	12,2	12,2	12,2	12,2	12,1	12,1	12,1	12,1			1,5	gul	40
Brastadvatn	0m	1m	2m	3m	4m	6m	8m	10m	11m					
11.05.2004	15,2	15,2	14,3	13,3	12,6	11,9	11,2	10,8	10,2			0,9	rød-brun	8*
22.06.2004	16,7	16,5	16,2	15,7	15,5	15,5	15,2		15,2			1,0	rød-brun	<10
04.08.2004	22,0	22,0	21,2	18,9	18,2	17,3	16,4	16,0	16,0			1,3	rød-brun	10
02.09.2004	16,9	16,8	16,4	16,0	15,8	15,6	15,6	15,6	15,6			1,0	rød-brun	40
22.09.2004	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,5	13,5	13,5	13,5			0,5	rød-brun	110
06.10.2004	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,8	11,6		11,5			0,5	rød-brun	600
Nesheimvatn	0m	1m	2m	3m	4m	6m	8m	10m	11m	12m				
11.05.2004	15,7	15,7	15,7	15,7	15,1	13,5	13,2	13,0	12,9			2,5	gul	15*
22.06.2004	16,2	16,1	16,0	16,0	16,0	15,8	15,0					2,3	gul	210
04.08.2004	21,6	21,6	21,6	20,7	19,2	18,2	17,6	17,4		17,4		2,0	gul	<10
02.09.2004	17,1	17,1	16,7	16,4	16,1	15,4	15,4	15,5	15,5			1,8	gul	20
22.09.2004	13,3	13,2	13,1	13,2	13,2	13,2	13,2	13,2				1,0	gul	80
06.10.2004	11,9	11,9	11,9	11,9	11,9	11,8	11,8	11,8				1,0	gul	100

* E.coli dyrket ved 44.5 °C (tilnærmet sammenlignbart med TKB)

Vedlegg C. Primærdata fytoplankton

C1. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Brastadvatn.

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

	År	2004	2004	2004
Måned		6	8	9
Dag		22	4	22
Dyp		0-4 m	0-4 m	0-4 m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

Anabaena sp.	0,4	.	.
Aphanizomenon cf.klebahnii	.	.	11,2
Sum - Blågrønnalger	0,4	0,0	11,2

Chlorophyceae (Grønnalger)

Ankyra lanceolata	0,1	0,7	.
Botryococcus braunii	.	3,3	1,0
Chlamydomonas sp. (l=10)	.	3,7	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	3,3	.
Closterium acutum v.variabibile	.	0,3	0,6
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	0,4	.
Eudorina elegans	.	2,4	.
Monoraphidium contortum	0,2	0,4	0,2
Oocystis lacustris	.	0,3	.
Sphaerocystis Schroeteri	.	.	2,5
Staurastrum cf.luetkermuelleri	.	.	3,2
Staurastrum longipes	1,2	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	0,2	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	.	0,5
Ubest.gr.flagellat	0,3	.	.
Sum - Grønnalger	2,0	14,8	8,0

Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	0,1	0,1	.
Bicosoeca sp.	.	0,7	.
Craspedomonader	0,1	.	.
Cyster av chrysophyceer	1,2	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	5,6	4,0	3,2
Mallomonas caudata	69,9	16,0	0,5
Mallomonas spp.	.	.	0,9
Ochromonas sp.	1,9	1,0	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	7,0	3,7	1,5
Pseudopedinella sp.	.	3,0	.
Små chrysomonader (<7)	19,1	29,2	7,1
Store chrysomonader (>7)	12,1	7,8	4,3
Ubest.chrysophyceer	0,1	0,8	.
Sum - Gullalger	117,0	66,3	17,5

Bacillariophyceae (Kiselalger)				
Asterionella formosa	.	0,7	1,8	.
Cyclotella glomerata	.	0,9	.	.
Cymbella sp.	.	.	0,4	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	0,6	0,3	0,2	.
Navicula sp.	.	.	0,5	.
Tabellaria flocculosa	2,6	.	.	.
Sum - Kiselalger	3,2	1,9	2,9	.
Cryptophyceae (Svelgflagellater)				
Cryptomonas cf.erosa	.	.	3,4	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0,3	.	0,3	.
Cryptomonas marssonii	1,6	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0,2	0,6	.	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	.	3,6	.
Katablepharis ovalis	0,7	2,4	1,1	.
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	3,8	53,6	10,7	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	2,3	1,0	0,9	.
Sum - Svelgflagellater	9,0	57,6	19,9	.
Dinophyceae (Fureflagellater)				
Ceratium hirundinella	.	253,5	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	0,1	0,9	.	.
Peridinium penardiforme	.	1,3	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	0,5	.
Sum - Fureflagellater	0,1	255,7	0,5	.
Euglenophyceae (Øyealger)				
Trachelomonas hispida	0,4	.	.	.
Trachelomonas volvocina	6,2	6,6	10,9	.
Sum - Øyealger	6,6	6,6	10,9	.
Raphidophyceae				
Gonyostomum semen	13,8	.	.	.
Sum - Raphidophyceae	13,8	0,0	0,0	.
My-alger				
My-alger	36,4	40,5	18,9	.
Sum - My-alger	36,4	40,5	18,9	.
Sum totalt :	188,6	443,5	89,8	.

C2. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Prestvatn.

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

År	2004	2004	2004
Måned	6	8	9
Dag	22	4	22
Dyp	0-4 m	0-4 m	0-4 m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

<i>Snowella lacustris</i>	1,0	.	.
Sum - Blågrønnalger	1,0	0,0	0,0

Chlorophyceae (Grønnalger)

<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=10)	.	.	0,9
<i>Elakathrix gelatinosa</i> (genevensis)	.	0,7	1,0
<i>Gloeotila</i> sp.	1,3	2,0	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	.	0,2
<i>Monoraphidium griffithii</i>	.	0,4	0,7
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	.	0,2	.
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	2,0	.	.
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	1,6	.	.
<i>Staurodesmus ralfsii</i>	.	.	0,6
Ubest.cocc.gr.alge (<i>Chlorella</i> sp.?)	.	0,4	.
<i>Willea irregularis</i>	0,4	.	.
Sum - Grønnalger	5,4	3,7	3,4

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Craspedomonader</i>	0,5	0,8	0,5
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	17,5	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0,4	2,0	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	15,4	.
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.	.	15,3	.
<i>Mallomonas</i> spp.	2,0	.	.
<i>Ochromonas</i> sp. (d=3.5-4)	1,3	2,3	3,2
<i>Pseudokephyrion</i> sp.	0,2	.	.
<i>Pseudopedinella</i> sp.	.	1,3	.
Små chrysomonader (<7)	16,5	24,6	1,0
Store chrysomonader (>7)	12,1	19,8	5,2
Ubest.chrysophyceae	.	.	0,1
Sum - Gullalger	32,9	99,0	10,0

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Asterionella formosa</i>	1,0	84,5	7,0
<i>Cyclotella glomerata</i>	.	.	0,4
<i>Cyclotella</i> sp. (d=8-12 h=5-7)	1,6	8,0	1,2
<i>Eunotia lunaris</i>	.	.	0,2
<i>Fragilaria</i> sp. (l=30-40)	9,5	2,2	.
<i>Fragilaria</i> sp. (l=40-70)	0,2	.	0,1
<i>Tabellaria binalis</i>	2,4	.	.

Tabellaria fenestrata	3,6	2,4	.
Tabellaria flocculosa	26,1	5,4	.
Sum - Kiselalger	44,3	102,5	8,9
Cryptophyceae (Svelgflagellater)			
Cryptomonas cf.erosa	95,7	6,3	7,4
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	8,5	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	8,0	.	1,3
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	.	0,5
Katablepharis ovalis	2,9	2,4	1,4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	2,3	5,6	7,6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	13,8	.	1,9
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	0,5	.	.
Sum - Svelgflagellater	131,5	14,3	20,1
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella	.	45,5	.
Gymnodinium cf.lacustre	3,0	0,9	0,2
Gymnodinium cf.uberrimum	.	2,9	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	0,5
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	3,2	.
Sum - Fureflagellater	3,0	52,5	0,6
Euglenophyceae (Øyealger)			
Trachelomonas volvocina	.	.	4,5
Sum - Øyealger	0,0	0,0	4,5
Raphidophyceae			
Gonyostomum semen	5917,9	506,0	3283,5
Sum - Raphidophycea	5917,9	506,0	3283,5
Haptophyceae			
Chrysochromulina parva	79,0	2,7	.
Sum - Haptophycea	79,0	2,7	0,0
My-alger			
My-alger	44,8	11,8	28,3
Sum - My-alge	44,8	11,8	28,3
Sum totalt :	6259,8	792,4	3359,4

C3. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Nesheimvatn.

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

	År	2004	2004	2004
	Måned	6	8	9
	Dag	22	4	22
	Dyp	0-4 m	0-4 m	0-4 m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

Anabaena lemmermannii	5,7	14,8	.
Aphanizomenon cf.klebahni	.	.	4,6
Aphanothece sp.	.	1,2	.
Chroococcus minutus	.	0,2	.
Tychonema bornetii	4,6	2,3	.
Sum - Blågrønnalger	10,3	18,5	4,6

Chlorophyceae (Grønnalger)

Ankyra judayi	.	0,3	.
Botryococcus braunii	3,0	16,5	3,0
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	0,2	1,6
Chlamydomonas sp. (l=8)	1,1	1,2	0,8
Cosmarium sp.	.	.	0,8
Crucigenia quadrata	.	.	0,4
Dictyosphaerium subsolitarium	1,0	.	.
Elakathrix gelatinosa (genevensis)	.	.	1,0
Eudorina elegans	.	1,4	.
Fusola viridis	2,0	.	.
Koliella sp.	0,2	.	0,3
Monoraphidium contortum	0,4	.	2,0
Monoraphidium griffithii	.	0,2	0,6
Oocystis lacustris	4,6	.	.
Oocystis parva	.	0,6	1,3
Oocystis rhomboidea	.	.	1,3
Oocystis submarina v.variabilis	0,3	.	.
Quadrigula pfitzeri	.	15,1	.
Scenedesmus armatus	.	.	1,2
Scenedesmus ecomis	.	1,6	.
Selenastrum capricornutum	.	.	0,2
Sphaerocystis schroeteri	3,9	31,3	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	126,5	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	1,2	3,6	.
Willea irregularis	.	3,3	.
Sum - Grønnalger	17,7	201,9	14,5

Chrysophyceae (Gullalger)

Craspedomonader	.	0,1	.
Kephyrion sp.	0,2	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1,4	0,9	.
Mallomonas caudata	.	0,5	.

Mallomonas spp.	1,2	0,3	.
Ochromonas sp.	2,7	.	0,9
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6,3	2,4	5,8
Pseudopedinella sp.	.	.	0,7
Små chrysomonader (<7)	58,6	22,2	24,8
Store chrysomonader (>7)	31,9	9,5	12,1
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	5,6	.	.
Ubest.chrysofytce	0,2	.	.
Sum - Gullalger	108,2	35,9	44,2
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Achnanthes sp. (l=15-25)	0,9	.	0,5
Asterionella formosa	.	.	47,5
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	2,4
Diatoma tenuis	0,4	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,2	0,2	1,9
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	.	1,6
Navicula sp.	.	.	0,3
Stephanodiscus hantzschii	.	.	0,6
Tabellaria binalis	23,7	.	2,7
Tabellaria flocculosa	4,0	.	0,8
Sum - Kiselalger	29,2	0,2	58,3
Cryptophyceae (Svelgflagellater)			
Cryptomonas cf.erosa	.	3,2	5,1
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	0,3
Cryptomonas marssonii	.	.	0,3
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	9,5	11,7
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	0,9	4,0
Katablepharis ovalis	7,9	1,7	.
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	84,1	32,6	8,3
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	14,3	1,9
Sum - Svelgflagellater	92,0	62,3	31,5
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Gymnodinium cf.lacustre	3,7	1,1	0,9
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	4,3	.
Peridinium raciborskii (P.palustre)	.	.	8,0
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0,4	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	0,5	.
Sum - Fureflagellater	4,1	5,9	8,9
Euglenophyceae (Øyealger)			
Trachelomonas volvocina	.	.	1,2
Sum - Øyealger	0,0	0,0	1,2
Raphidophyceae			
Gonyostomum semen	2,3	4,6	404,8
Sum - Raphidophyceae	2,3	4,6	404,8
Haptophyceae			
Chrysochromulina parva	9,7	1,4	2,7

	Sum - Haptophyceae	9,7	1,4	2,7
My-alger				
My-alger		61,6	22,6	20,8
	Sum - My-alge	61,6	22,6	20,8
	Sum totalt :	335,1	353,2	591,5

C4. Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Kleivlandsvatn.

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

	År	2004	2004	2004
Måned		6	8	9
Dag		22	4	22
Dyp		0-4 m	0-4 m	0-4 m

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

<i>Merismopedia tenuissima</i>	0,8	4,0	0,4
Sum - Blågrønnalger	0,8	4,0	0,4

Chlorophyceae (Grønnalger)

<i>Botryococcus braunii</i>	.	0,5	.
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)	.	0,3	.
<i>Crucigenia quadrata</i>	.	.	0,3
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	.	0,8	.
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	25,4	1,6	.
<i>Elakathrix gelatinosa</i> (genevensis)	1,2	0,5	0,2
<i>Euastrum bidentatum</i>	.	.	0,3
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	1,4	11,9	2,0
<i>Monoraphidium griffithii</i>	41,3	89,0	12,1
<i>Oocystis rhomboidea</i>	83,5	0,8	.
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	25,7	0,8	0,3
Ubest.cocc.gr.alge (<i>Chlorella</i> sp.?)	.	5,6	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	7,7	18,6	6,4
Sum - Grønnalger	186,3	130,3	21,6

Chrysophyceae (Gullalger)

<i>Bitrichia chodatii</i>	2,0	0,3	.
<i>Chromulina</i> sp. (<i>Chr.pseudonebulosa</i> ?)	0,3	0,3	.
<i>Craspedomonader</i>	0,7	.	.
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	0,4	.
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	.	0,8	.
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.	.	0,4	.
<i>Mallomonas caudata</i>	1,0	.	.
<i>Mallomonas</i> spp.	.	0,9	0,2
<i>Ochromonas</i> sp. (d=3.5-4)	0,6	3,6	4,0
<i>Pseudopedinella</i> sp.	.	0,5	.
Små chrysomonader (<7)	21,0	26,2	7,9
Store chrysomonader (>7)	12,1	8,6	3,4
Ubest.chrysomonade (<i>Ochromonas</i> sp.?)	5,0	.	.
Ubest.chrysophyceae	.	0,2	.
Sum - Gullalger	42,7	42,2	15,5

Bacillariophyceae (Kiselalger)

<i>Cymbella</i> sp.	0,3	.	.
<i>Tabellaria binalis</i>	1,8	.	.
<i>Tabellaria flocculosa</i>	.	.	0,4

	Sum - Kiselalger	2,1	0,0	0,4
Cryptophyceae (Svelgflagellater)				
	Cryptomonas marssonii	.	.	0,6
	Cryptomonas sp. (l=20-22)	5,0	2,6	1,4
	Cryptomonas spp. (l=24-30)	1,4	.	.
	Katablepharis ovalis	3,3	1,2	1,0
	Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	9,1	2,1	1,8
	Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,4	1,4	0,2
	Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	2,9	1,2	0,7
	Sum - Svelgflagellater	23,1	8,6	5,7
Dinophyceae (Fureflagellater)				
	Gymnodinium cf.lacustre	.	0,2	.
	Gymnodinium cf.uberrimum	.	87,0	8,7
	Gymnodinium sp. (l=14-16)	1,4	1,4	0,5
	Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	1,6	0,7
	Ubest.dinoflagellat	.	0,5	.
	Sum - Fureflagellater	1,4	90,7	9,9
My-alger				
	My-alger	91,6	42,0	17,2
	Sum - My-alge	91,6	42,0	17,2
	Sum totalt :	348,0	317,8	70,7