



RAPPORT LNR 5016-2005

Akersvatnet

Overvåking av vannkvalitet og
toksinproduserende
cyanobakterier i 2004



Foto: Olav Skulberg

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 Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2004.	Løpenr. (for bestilling) 5016-2005	Dato 30.05.2005
	Prosjektnr. Undernr. 23325	Sider Pris 48
Forfatter(e) Sigrid Haande Thomas Rohrlack	Fagområde Eutrofiering, ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vestfold interkommunale vannverk (VIV)	Oppdragsreferanse Sverre Mollatt
--	-------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Formålet med overvåkingen i 2004 var å undersøke vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet som grunnlag for Vestfold interkommunale vannverk (VIV) til å bedømme vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende cyanobakterier og skadelige alger som kan medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet. Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai-september) ved hovedstasjonen i Akersvatnet.</p> <p>Årets resultater viser at vannkvaliteten basert på middelkonsentrasjoner av fosfor og siktedyp vurderes som "Dårlig" (tilstandsklasse IV) mens middelkonsentrasjoner av klorofyll og nitrogen gjør at vannkvaliteten vurderes som "Meget dårlig" (tilstandsklasse V). Dette er en forbedring fra 2001 og 2002 for fosfor mens det er en liten forverring for parameteren klorofyll i forhold til 2003. Kjemiske variabler, algebiomasse og planteplankton sammensetning viser at Akersvatnet er en eutrof innsjø. Toksinanalysene gav verdier under 0,5 µg microcystin pr. liter for alle prøvetagningsdatoer, bortsett fra den 11. august, som viste toksinanalyser fra 0 og 2 meters dyp en microcystinkonsentrasjon på hhv. 1,0 og 1,2 µg/L. ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoksiner). Dette vil bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mht. helserisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Akersvatnet Cyanobakterier Eutrofiering overvåking 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Lake Akersvatnet Cyanobacteria Eutrophication monitoring
--	--

Sigrid Haande
Sigrid Haande

Prosjektleder

Tone Jøran Oredalen
Tone Jøran Oredalen

Forskningsleder

ISBN 82-577-4715-7

Øyvind Sørensen
Øyvind Sørensen

Ansvarlig

Akersvatnet

Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende
cyanobakterier i 2004

Forord

Denne rapporten presenterer resultater fra overvåkingen av vannkvalitet og potensielt toksiske cyanobakterier i Akersvatnet i 2004, på oppdrag fra Vestfold interkommunale vannverk (VIV). Årets resultater blir også sett i sammenheng med tidligere målinger, for å få et mer helhetlig bilde av tilstanden i innsjøen.

Feltarbeidet er utført Else Øyvor Sahlqvist, Thomas Rohrlack og Sigrid Haande (NIVA) i samarbeid med Tom Antonsen fra VIV. Kjemiske analyser er analysert etter akkrediterte metoder ved laboratoriet på NIVA. Kvantitative planktontellinger er utført av Pål Brettum, og undersøkelser av håvtrekk og sestonfiltre er utført av Randi Skulberg, begge NIVA. ELISA hurtigtest av algetoksiner er utført av Camilla Blikstad Halstvedt og Hege Hansen. Bearbeiding av dataene er utført av Pål Brettum og Sigrid Haande. Rapportering er utført av Sigrid Haande og Thomas Rohrlack. Kvalitetssikrer for rapporten er Tone Jøran Oredalen. Forsidefoto er tatt av Olav Skulberg, som også takkes for verdifulle faglige råd.

Vi takker VIV for et godt samarbeid også i 2004.

Oslo, 30. mai 2005

Sigrid Haande

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Metoder og områdebeskrivelse	8
3. Resultater og diskusjon	10
3.1 Feltmålinger	10
3.1.1 Vanntemperatur og sjiktning	10
3.1.2 Lys	10
3.1.3 Siktedyb	11
3.1.4 Ledningsevne	12
3.1.5 Oksygen	13
3.2 Vannkjemiske forhold	14
3.2.1 Fosfor	14
3.2.2 Nitrogen	16
3.2.3 N/P-forhold	17
3.2.4 Organisk karbon	18
3.3 Planteplankton	20
3.3.1 Klorofyll	20
3.3.2 Planktonsammensetning	22
3.3.3 Cyanotoksiner og helserisiko	25
3.3.4 Konklusjoner	26
4. Referanser	27
Vedlegg A. Kjemiske analyseresultater	28
Vedlegg B. Felldata	30
Vedlegg C. Volumrelaterte beregninger	32
Vedlegg D. Kvantitative planteplanktonanalyser	33
Vedlegg E. Kjemiske analysemetoder	44

Sammendrag

Akersvatnet er en grunn og næringsrik innsjø i Vestfold. Vestfold interkommunale vannverk (VIV) har siden 1968 hatt Akersvatnet som reservedrikkevannskilde for Vestfold fylke. Akersvatnet utnyttes også til jordvanning, rekreasjon samt sportsfiske, og er dessuten et naturvernområde. Undersøkelser av Akersvatnet på 1980-tallet viste at innsjøen ikke hadde en tilfredsstillende vannkvalitet som råvannskilde til drikkevannsforsyning. På oppdrag for Vestfold interkommunale vannverk innledet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på 1980-tallet undersøkelser av toksinproduserende cyanobakterier og overvåking av vannkvalitet i Akersvatnet.

Formålet med overvåkingen i 2004 var å ha et løpende tilsyn med vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet. Dette for å gi VIV grunnlag til å bedømme vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende blågrønnbakterier og skadelige alger som vil kunne medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai - september) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Variablene som ble undersøkt var vanntemperatur, oksygenforhold, siktedyp, konduktivitet, lysinnstråling, konsentrasjon av næringsalter, klorofyll og organisk karbon, samt cyanotoksiner og kvantitativ sammensetning av planteplankton.

Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser vil vannkvaliteten basert på middelkonsentrasjoner av fosfor og siktedyp vurderes som "Dårlig" (tilstandsklasse IV) mens middelkonsentrasjoner av klorofyll og nitrogen gjør at vannkvaliteten vurderes som "Meget dårlig" (tilstandsklasse V). Dette er en forbedring fra 2001 og 2002 for fosfor, mens det er en liten forverring for parameteren klorofyll i forhold til 2003. Klassifiseringen er basert på middelkonsentrasjoner av fosfor, klorofyll, nitrogen for 0-8 meters dyp, samt på gjennomsnittlig siktedyp gjennom produksjonsperioden (mai-september):

Variabel	benevning	2002	2003	2004
Total fosfor	µg/L	56,5	49,4	46,5
Klorofyll a	µg/L	23,5	14,7	21,5
Siktedyp	m	1,2	1,3	1,5
Total-nitrogen	µg/L	1391	1250	1594

Det var en massiv oppblomstring av *Ceratium hindurella* (fureflagellat) i september, med målt biomasse på 66,6 mg/L i overflatevannet. Også innenfor de andre algegruppene som ble registrert, indikerer de hyppigst forekommende artene at Akersvatnet fortsatt er en markert eutrof innsjø. Cyanobakteriene dominerte i planteplanktonet fra slutten av juni til midten av august, innenfor en variasjon på 20-75 %. De mest dominerende artene blant cyanobakteriene var *Aphanizomenon* cf. *klebahni*, *Microcystis aeruginosa* og *Anabaena spiroides*. Alle artene er potensielt toksiske, og kan produsere levertoksiner og/eller nevrotoksiner. Den 11. august viste toksinanalyser fra 0 og 2 meters dyp en microcystinkonsentrasjon på hhv. 1,0 og 1,2 µg/L. Det må bemerkes at ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoksiner). Fordi to av de dominerende cyanobakterie-artene i Akersvatnet kan produsere slike anatoksiner, vil metode-begrensningen bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mht. helserisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak. Det anbefales derfor at videre overvåking av vannkvaliteten i Akersvatnet også inkluderer kvantitativ analyse av anatoksiner. WHO's anbefalte øvre grense (Chorus & Bartram 1999) er satt til 1 µg microcystin-LR per liter rensed drikkevann, og baserer seg på et forbruk av 2 liter vann per dag av en voksen person på 60 kg. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg microcystin/L.

Summary

Title: Monitoring of water quality and toxin producing Cyanobacteria in Lake Akersvatnet, 2004.

Year: 2004

Author: Sigrid Haande

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4434-4

Lake Akersvatn is a shallow eutrophic lake in Vestfold County, south in Norway. Vestfold Intermunicipal Water Works (VIV) has since 1968 used the lake as a substitute drinking water reservoir. Lake Akersvatn is also utilized for irrigation, sports-fishing and recreational activities, besides being a national protected area. Investigations of Lake Akersvatn in the early 1980-ies revealed that the lake had an unsatisfactory water quality as raw water for water supply. NIVA has been engaged by VIV to monitor the water quality in Lake Akersvatnet since the 1980-ies, with a special focus on the presence of potentially toxic Cyanobacteria.

The aim of the investigation in 2004 was, as previously, to monitor the water quality and development of phytoplankton and potentially toxic Cyanobacteria in Lake Akersvatn. This information is needed to assess the water quality of the lake as a substitute drinking water reservoir, and to provide basis for warning on mass occurrence of toxic Cyanobacteria, that can make practical problems for the utilization of the water.

This report presents the results from samplings and measurements performed in March and monthly in the period May to September, at the main sampling station in Lake Akersvatnet. The water quality in Lake Akersvatnet in 2004 shows some improvement in phosphorous concentration compared to 2002 and 2001, but an increase in the chlorophyll concentration compared to 2003. According to the national system for water quality classification, the water quality in Lake Akersvatn is now classified as poor, based on average concentrations on phosphorous and secchi-depth. The water quality is still classified as very poor according to the concentrations of chlorophyll and nitrogen:

Variabel	unit	2002	2003	2004
Total phosphorous	µg/L	56.5	49.4	46.5
Chlorophyll-a	µg/L	23.5	14.7	21.5
Secchi-depth	m	1.2	1.3	1.5
Total nitrogen	µg/L	1391	1250	1594

A mass bloom of *Ceratium hindurella* occurred in September with a max biomass of 66.6 mg/L in the surface water the 15th September. The species most frequently occurring within the other systematic groups represented also indicate that Lake Akersvatnet is a strongly eutrophicated lake.

The cyanobacteria were dominating the phytoplankton community from the end of June to mid August, within a variation of 20-75 % of the biomass. The most dominating species among the cyanobacteria in Lake Akersvatnet in 2004 are potentially toxic, and might produce hepato- and/or neurotoxins. Samples from 0 and 2 meters depth at the 11th August showed a microcystin concentration of respectively 1.0 and 1.2 microcystins/L. The limit value set by WHO for acceptable water quality according to bathing and raw water for drinking water supply is 1 µg microcystins/L. The ELISA-method is able to detect microcystins and nodularin (both hepatotoxins), but not anatoxins (neurotoxins). Because two of the dominating species in Lake Akersvatn might produce anatoxins, the limitations in the method will contribute to uncertainty in assessment of water quality in relation to bathing and drinking water supply. Further monitoring should therefore include quantitative analysis of anatoxins.

1. Innledning

Vestfold interkommunale vannverk (VIV) har siden 1968 hatt Akersvatnet som reservedrikkevannskilde for Vestfold. Akersvatnet utnyttes også til jordvanning, rekreasjon, sportsfiske og er dessuten et naturvernområde. I 1980 ble det nye reservevannverket ved Akersvatnet ferdig utbygget. Undersøkelser av Akersvatnet på 1980-tallet viste at innsjøen hadde en utilfredsstillende vannkvalitet som råvannskilde til drikkevannsforsyning (bl.a. Skulberg og Underdal 1985, Skulberg 1991). Hovedproblemet var da og er fortsatt stor forekomst av alger som medfører problemer ved renseprosessen i vannverket. Et annet problem er forekomst av toksinproduserende cyanobakterier (= blågrønnalger). På oppdrag for Vestfold interkommunale vannverk innledet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på 1980-tallet undersøkelser av toksinproduserende cyanobakterier og overvåking av vannkvaliteten i Akersvatnet.

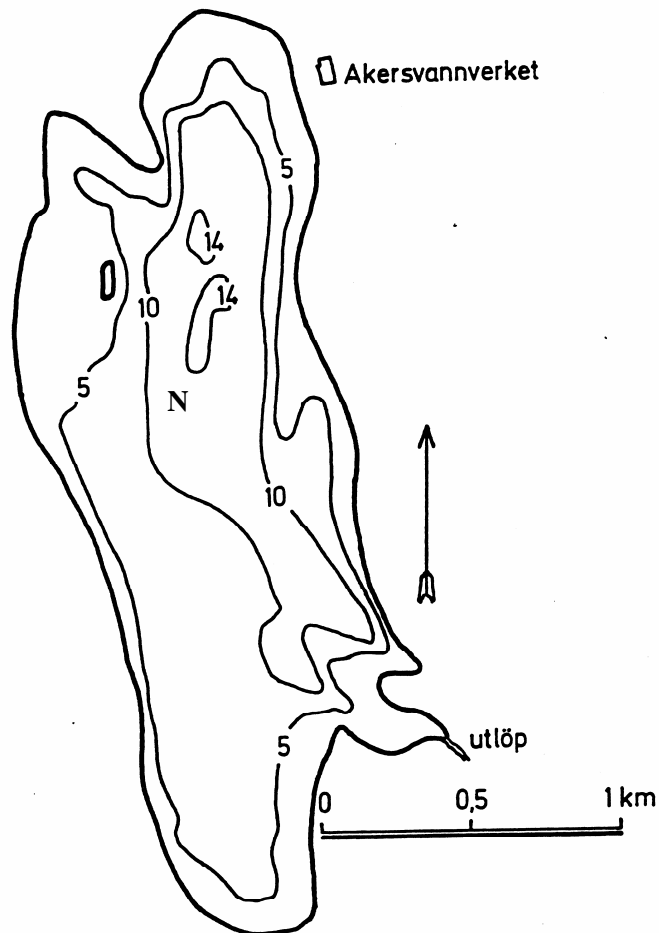
Formålet med overvåkingen i 2004 var å ha et løpende tilsyn med vannkvaliteten (fysisk, kjemisk og biologisk) i Akersvatnet. Dette for å gi VIV grunnlag til å bedømme den rådende vannkvaliteten til Akersvatnet som reserve-drikkevannskilde for Vestfold. Et annet formål var å kunne gi varsel om fare for masseutvikling av giftproduserende blågrønnbakterier og skadelige alger som vil kunne medføre praktiske problemer for bruken av Akersvatnet.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai - september) ved hovedstasjonen i Akersvatnet. Rapporten inkluderer også noen resultater fra overvåkingen foretatt i Akersvatnet i perioden 1993-2003 til sammenligning og for å kunne vurdere om forholdene er forandret over tid.

2. Metoder og områdebeskrivelse

Prøvetaking og målinger ble utført ved hovedstasjonen, posisjon ca. 59°15.13' N, 10°19.90' E, i det dypeste området av Akersvatnet (12-13 m, se **Figur 1**).

Årets første prøvetaking ble foretatt under vinterforhold gjennom hull i isen den 17. mars 2004. Etter isløsningen ble prøvetaking og målinger foretatt månedlig gjennom produksjonsperioden den 12. mai, 10. juni, 7. juli, 11. august og 15. september. Den 28. august ble det gjennomført oksygen- og temperaturmålinger av VIV.



Figur 1. Dybdekart over Akersvatnet. Hovedstasjonen er i det dypeste området av innsjøen sydvest for vannverket. (Kart er hentet fra Berge (1984). Etter tegning av Einar Mathiesen).

En oversikt over fysiske, kjemiske og biologiske parametere som ble undersøkt er vist i **Tabell 1**. En mer detaljert beskrivelse av de kjemiske analysene er gitt i Vedlegg F. Temperatur, lys- og oksygenforhold ble målt i hver meter fra overflaten til bunnen. I tillegg ble siktedyp bestemt. Vannprøver ble tatt i hver meter med vannhenter (Limnos, 3,5 L). Seston på filter fra hver meter ble undersøkt i mikroskop. Kjemiske parametre og klorofyllkonsentrasjon ble analysert i prøver fra faste, utvalgte dyp (se **Tabell 1**). Kvantitative planteplanktonundersøkelser ble utført med prøver fra 0, 2, 4

og 8 m (**Tabell 1**) etter metode beskrevet av Brettum (1989) og Olrik et al. (1998). Levende håvtrekkprøver ble undersøkt kvalitativt under mikroskop. Toksinanalyser av typen microcystin ELISA-test ble utført i juli, august og september.

Beregninger av gjennomsnitt for ulike vannvolum er utført ved å vekte verdiene i forhold til hvor stor andel av innsjøens totale volum som intervallet representerer, s.k. volumrelatert vektning (se Vedlegg C).

Tabell 1. Oversikt over analysevariabler, prøvetakingsdyp, metoder og instrumenter brukt ved feltarbeid og analyser på Akersvatnet 2004.

Parameter	Enhet	Dyp (m)	Metode (NIVA-metode nr., instrument)
Feltnålinger			
vanntemperatur	°C	hver m	YSI Modell 58 termometer
oksygenkonsentrasjon	mg L ⁻¹ , % metning	hver m	YSI Modell 58 oppløst oksygen måler
ledningsevne	mS m ⁻¹	hver m	Conduktometer WTW LF 191
lysintensitet	µmol m ⁻² s ⁻¹	hver m	LICORE 1000 lysmåler
siktedyp	m	-	Secchi skive
vannets farge		halve siktedypet	Farge mot secchi-skive
Kjemiske analyser			
Total-P/L (total P)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D2-1, Skalar autoanalysator
Total-P/P (partikulært P)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D2-1, Skalar autoanalysator
PO4-P (fosfat)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D1-1, Skalar autoanalysator
Tot-N/L (total N)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D6-1, Skalar autoanalysator
NH4-N (ammonium)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D5-1, Technicon autoanalysator
NO3-N(nitrat)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	D3, Skalar autoanalysator
TN/GFF (partikulært N)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G6, Carlo Erba elementanalysator
TOC (total organisk C)	mg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G4-2 Phoenix TOC-TC analysator
TOC/GFF (partikulært organisk C)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	G6 Carlo Erba elementanalysator
KLA/S (klorofyll a)	µg L ⁻¹	0, 1, 2, 4, 8, 12 ¹	H1-1 Perkin-Elmer spektrofotometer
Biologiske analyser			
Planteplanktonvolum og artssammensetning	mm ³ m ⁻³	0, 2 og 4 m,	se Brettum 1989
Planteplanktonsammen- setning	kvalitativt	hver m	mikroskopisk undersøkelse av sestonfilter
Toksinanalyse			
microcystin- immunoassay	µg L ⁻¹	utvalgte	BioSense, Bergen

¹ Bunnvann ved 11 eller 12 m dyp

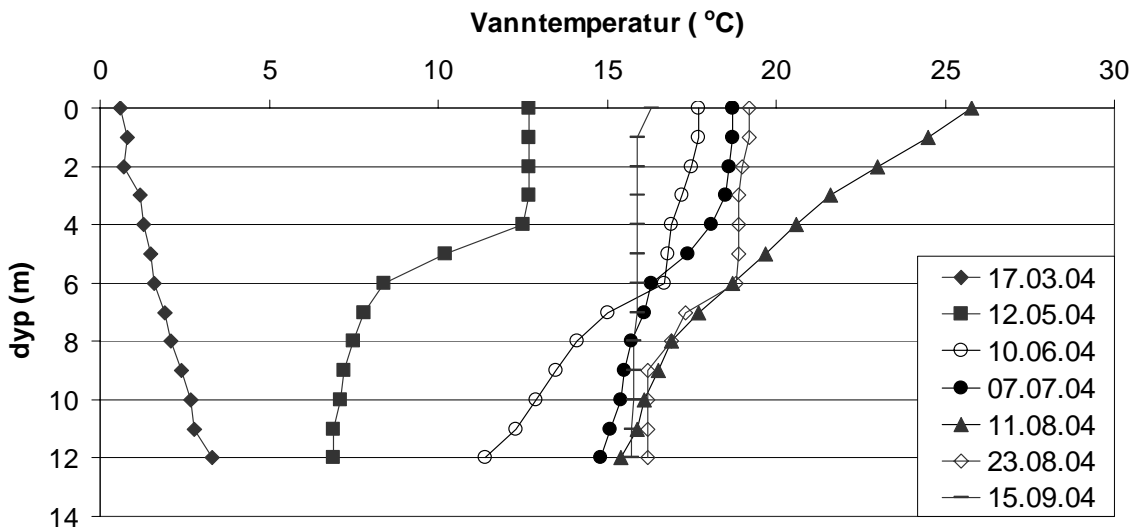
Det ble gitt løpende informasjon til VIV i form av korte rapporter (28.04, 05.07, 22.07, 07.09, 30.09, 29.10) om resultatene fra feltnålinger, laboratorieanalyser og planteplanktontellinger.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Feltnålinger

3.1.1 Vanntemperatur og sjiktning

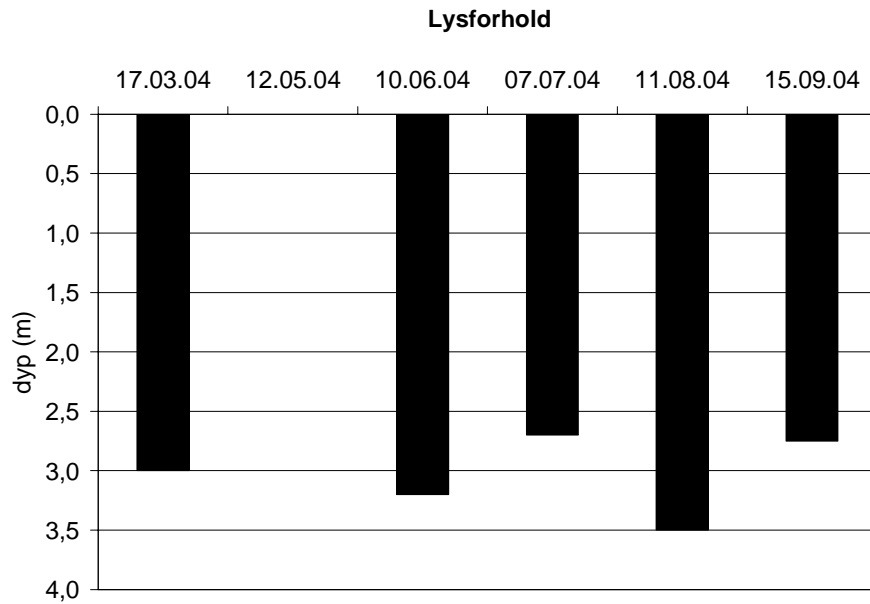
Vannmassenes lagdeling har avgjørende betydning for kjemiske og biologiske prosesser i en innsjø og dermed for fordeling og vekst av alger og cyanobakterier. Vanntemperaturprofiler målt i 2004 er vist i **Figur 2**. Kurvene viser at det i mai hadde dannet seg et sprangsjikt ved 5 meter. Utover sommeren fortsatte temperaturen i overflatelaget å stige, og ble registrert på sitt høyeste ved målingen den 11. august (25,8 grader). Sprangsjiktet varierte mellom 1 og 8 meters dyp gjennom sesongen, som ved tidligere år. Sprangsjiktet er definert som overgangslaget mellom overflatelaget (epilimnion) og bunnvann (hypolimnion), der temperaturendringen er mer enn 1°C pr. meter dyp. Det var høstsirkulasjon da det ble tatt prøver den 15. september, med en tilnærmet full omrøring av vannmassene.



Figur 2. Temperaturvertikalprofil for Akersvatnet 2004.

3.1.2 Lys

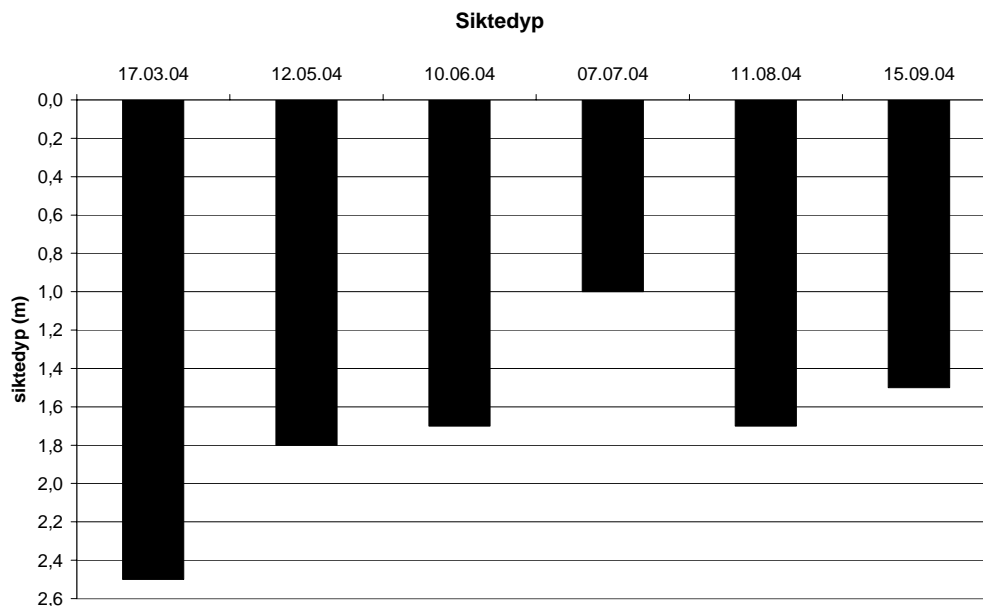
Innsjøens gjennomtrengelighet for lys er av stor betydning for hvor dypt ned algene kan vokse. Det nedre dybdenivå hvor algene kan vokse, hvor fotosyntese og respirasjon balanserer slik at netto primærproduksjon blir null, kalles for kompensasjonsdypet og sammenfaller vanligvis med 1 % lysdyp. **Figur 3** viser dypet hvor det gjensto 1 % av overflatelyset i 2004. I sommersesongen varierte 1 % lysdyp mellom 2,5 og 3,5 meter. Dette tilsvarer nivået som ble målt gjennom sesongen i 2003, mens de registrerte 1 % lysdyp generelt var mindre (rundt 2 m) i Akersvatnet i perioden 1998-2002. Dette tyder på at det er en svak bedring i lysinnstrålingen til Akersvatnet, men at det fortsatt er en mulig lysbegrensning i algesamfunnet, da sirkulasjonsdypet er større enn 4 meter gjennom en stor del av vekstsesongen.



Figur 3. Dyp i Akersvatnet med gjenværende 1 % av innstrålt lys, 2004. Den 12.05 mangler data fordi lysmåleren var ute av stand.

3.1.3 Siktedyp

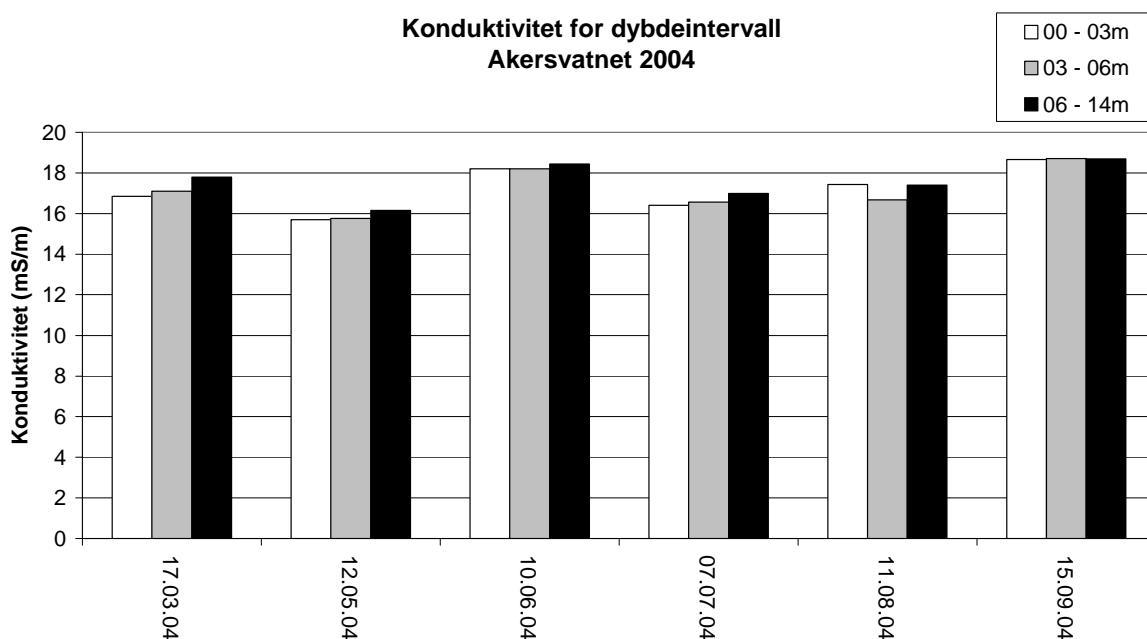
Siktedyp er et mål for klarheten i vannet. Innsjøens innhold av partikler, kolloider og løste fargekomplekser er avgjørende for siktedypet. Målingene av siktedyp for 2004 er vist i **Figur 4**. Minste siktedyp ble målt i juli (1,1 meter), største siktedyp var i mars med 2,5 m og i vekstsesongen i august og september med 1,6 meter. Gjennomsnittlig siktedyp for perioden mai til september var på 1,54 meter, som er noe høyere enn det som ble målt i 2002 (1,15 m) og 2003 (1,34 m). Utfra SFTs klassifiseringssystem (SFT 1997) plasseres fortsatt Akersvatnet i tilstandsklasse IV "Dårlig" mhp. siktedyp i 2004. Siktedypet må opp i 2 meter (som snitt gjennom sesongen) for at tilstandsklassifiseringen skal forbedres til klasse III "Mindre god".



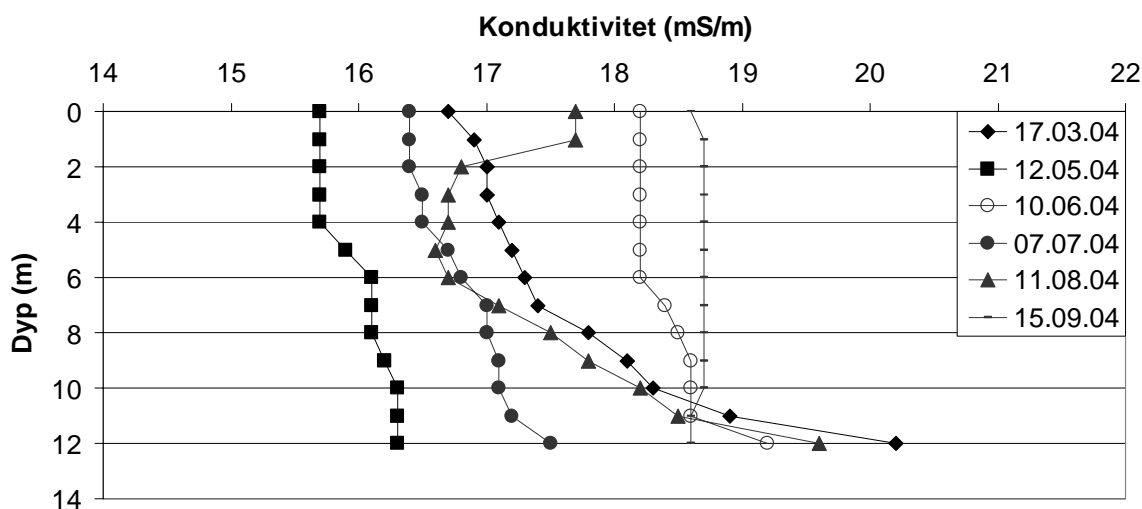
Figur 4. Siktedyp i Akersvatnet for 2004.

3.1.4 Ledningsevne

Elektrolytisk ledningsevne eller konduktivitet er et mål for mengden positive og negative ladete partikler (ioner) i vannet. Konduktiviteten for dybdeintervall i Akersvatnet i 2004 er vist i **Figur 5**, og som funksjon av dypet i **Figur 6**. Variasjonene i konduktivitet var generelt små gjennom vannsøylen i hele sesongen, med det var noe høyere verdier i dypvannet. Høyere ledningsevne i dypvannet kan skyldes utløsning av salter fra sedimentene pga. oksygenfritt vann over sedimentoverflaten, tilsig av mineralrikt grunnvann, og høyere grad av nedbrytning av organisk materiale (mineralisering) i dypvannet enn i epilimnion. Konduktiviteten beregnet for hele vannsøylen var i 2004 i gjennomsnitt $17,3 \text{ mS m}^{-1}$. Dette er noe høyere enn det som ble registrert i 2001 og 2002, da middelverdien var hhv. $14,7$ og $16,5 \text{ mS m}^{-1}$ (Oredalen 2002, 2003). Til tross for en liten økning de siste par årene, er det en tendens til redusert konduktivitet gjennom hele måleperioden fra 1993-2004.



Figur 5. Beregnet ledningsevne (konduktivitet, mS/m) for dybdeintervall i Akersvatnet i 2004.



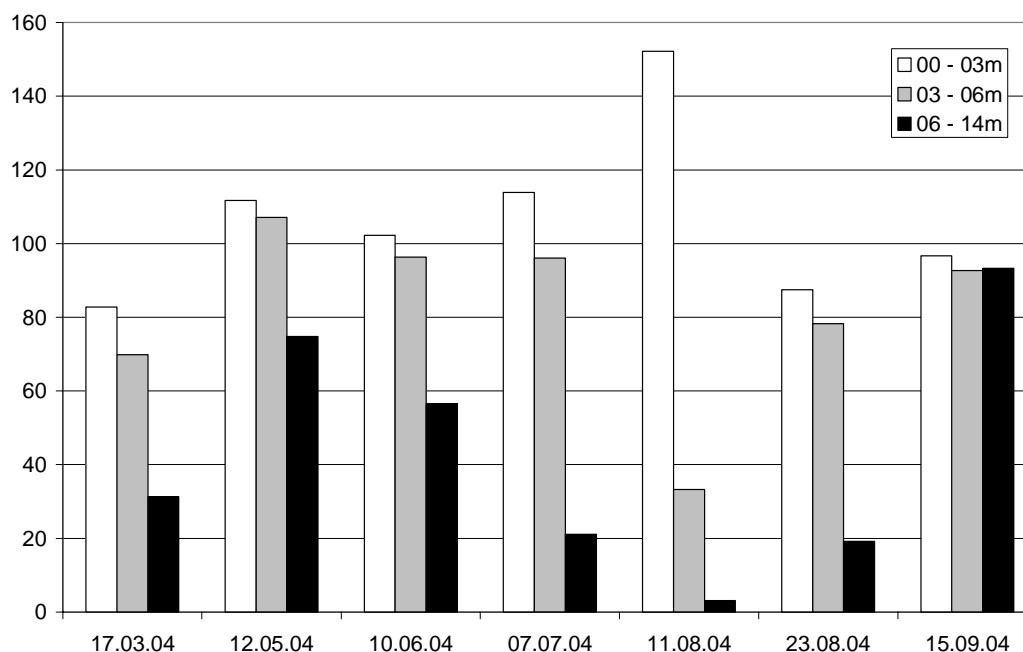
Figur 6. Vertikalsnitt for ledningsevne (konduktivitet, mS/m) i Akersvatnet for sesongen 2004.

3.1.5 Oksygen

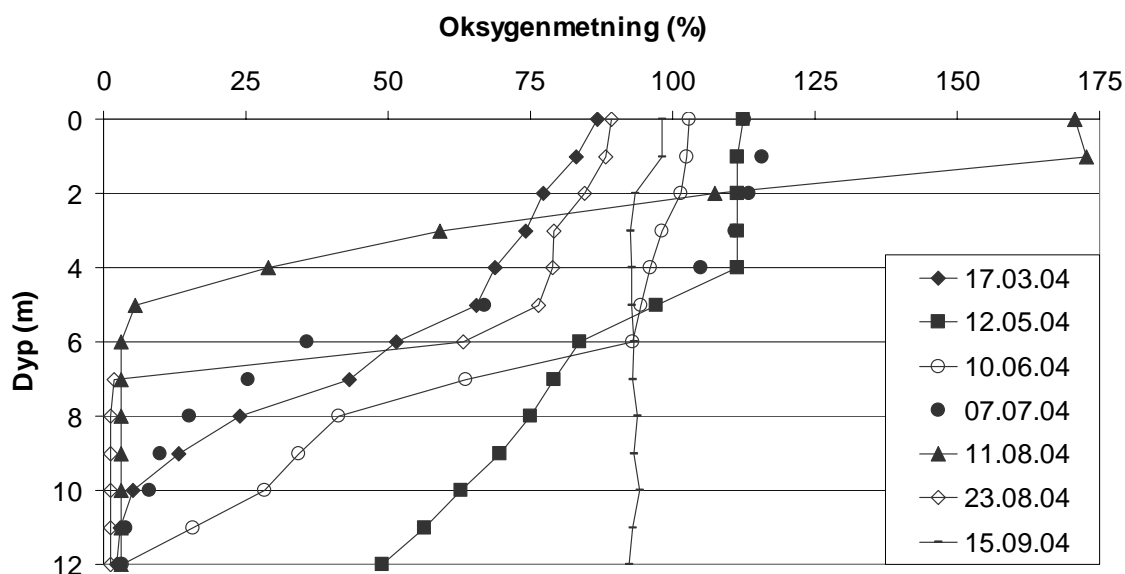
En innsjø tilføres oksygen fra overflatelaget ved innblanding av atmosfærisk oksygen, fra planter og algers fotosyntese, samt fra ellevann. Akersvatnet er grunn og vindeksponert, noe som medfører at vannmassene blandes godt under både vår og høstsirkulasjonene. **Figur 7** viser oksygenmetningen i tre dybdeintervall gjennom sesongen i Akersvatnet. Oksygenmetningen ble redusert i nedre vannlag utover i sommerstagnasjonsperioden, og først ved fullsirkulasjonen i oktober var det igjen nærmere 100 % metning gjennom hele vannsøylen. Den 11. august ble det registrert 3 % metning (volumveid) i nedre dybdeintervall (6-14 meter) i sjøen, og oksygenprofilene i **Figur 8** viser at vannsjiktet rett over sedimentet (10-12 meter) var tilnærmet oksygenfritt fra målingen i slutten av juni til og med målingen den 11. august. Ved septembermålingen var det tilnærmet fullsirkulasjon i vannmassene, og dette bidro til innblanding av oksygenrikt vann i bunnvannet slik at det igjen var nærmere 100 % oksygenmetning i hele vannsøylen. I overflatevannet var oksygenmetningen høy grunnet høy primærproduksjon.

Perioder med oksygenmangel i bunnvannet bidrar til å forverre situasjonen i sjøen, fordi fosfor kan frigjøres fra sedimentene og ut i bunnvannet under anaerobe forhold. Når dette fosforet bringes opp i hele vannmassen under fullsirkulasjonsperiodene, blir den biotilgjengelige fraksjonen tatt opp i planktonbiomassen gjennom algenes fotosyntese. Når algebiomassen senere brytes ned, forbrukes oksygen, og innsjøen kommer inn i en selvforsterkende negativ utvikling (indre gjødsling).

Oksygenmetning (%) i dybdeintervall, Akersvatnet 2004



Figur 7. Beregnet oksygenmetning (%) for ulike dybdeintervall i Akersvatn i 2004.



Figur 8. Vertikalsnitt av oksygenmetning (%) i Akersvatnet gjennom sesongen 2004.

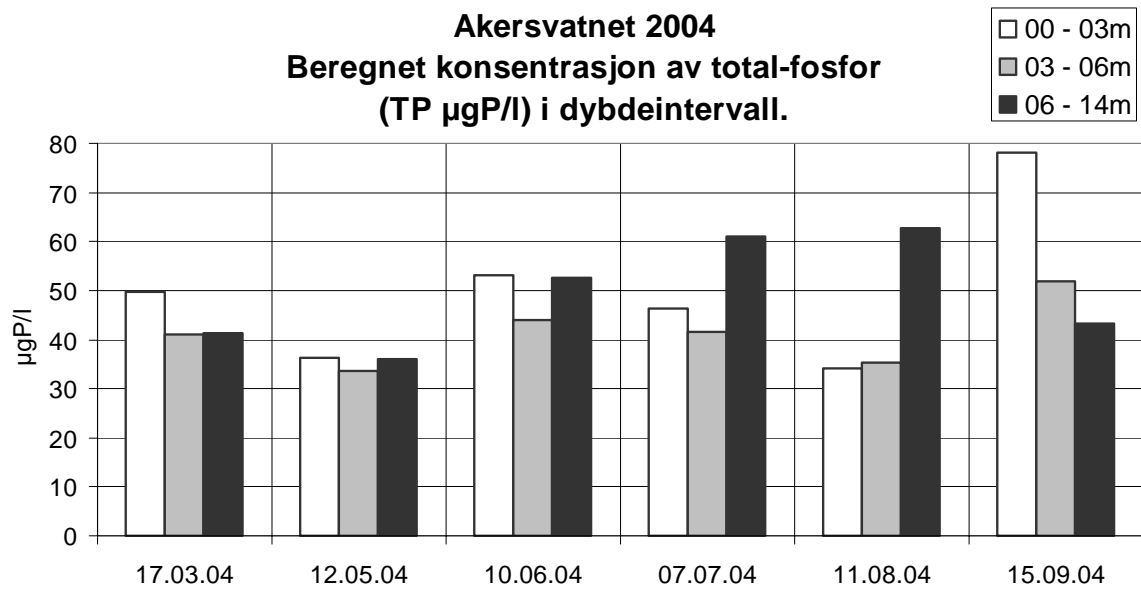
3.2 Vannkjemiske forhold

3.2.1 Fosfor

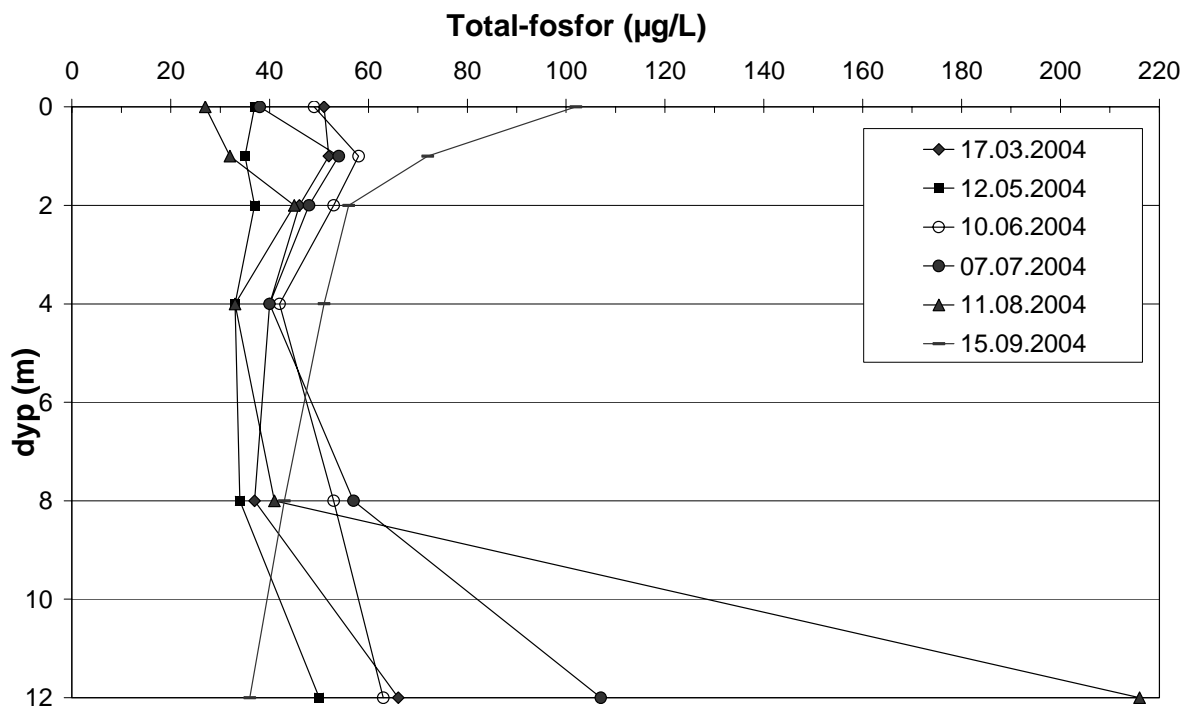
Vannmassenes innhold av næringssalter har avgjørende betydning for planteplanktonutviklingen i en innsjø, både kvantitativt og kvalitativt. Fosfor i innsjøer finnes som oppløst organisk fosfor, som fosfat (PO_4^{3-}) og partikkelbundet i uorganisk eller organisk materiale. Total-fosfor-analysene omfatter alle fraksjonene. Fosfat (PO_4^{3-}) er den mest biotilgjengelige fraksjonen for planteplanktonet, og blir tatt opp i algebiomassen gjennom fotosyntesen.

Fosfor-konsentrasjonen fordelte seg relativt jevnt gjennom vannmassen gjennom første del av produksjonssesongen (Figur 9). Fra juli og fram til midten av september var det en kraftig økning i total-fosfor konsentrasjonen i vannlaget rett over sedimentoverflaten (Figur 10). Dette skyldes oksygenmangel og reduserende forhold i sedimentet. Under slike forhold reduseres 3-verdig jern til 2-verdig, og gjennom denne prosessen frigis fosfat (som var bundet til 3-verdig jern) fra sedimentet. Vi ser av Figur 10 og Figur 11 at en stor andel av det målte total-fosforet var i form av lett biotilgjengelig fosfat. Den 15. september var det tilnærmet fullsirkulasjon og lavere konsentrasjon av total-fosfor i bunnvannet. Det var imidlertid høye total-fosfor konsentrasjoner i overflatevannet grunnet svært store mengder av fureflagellaten *Ceratium hirundinella* som akkumulerer fosfor.

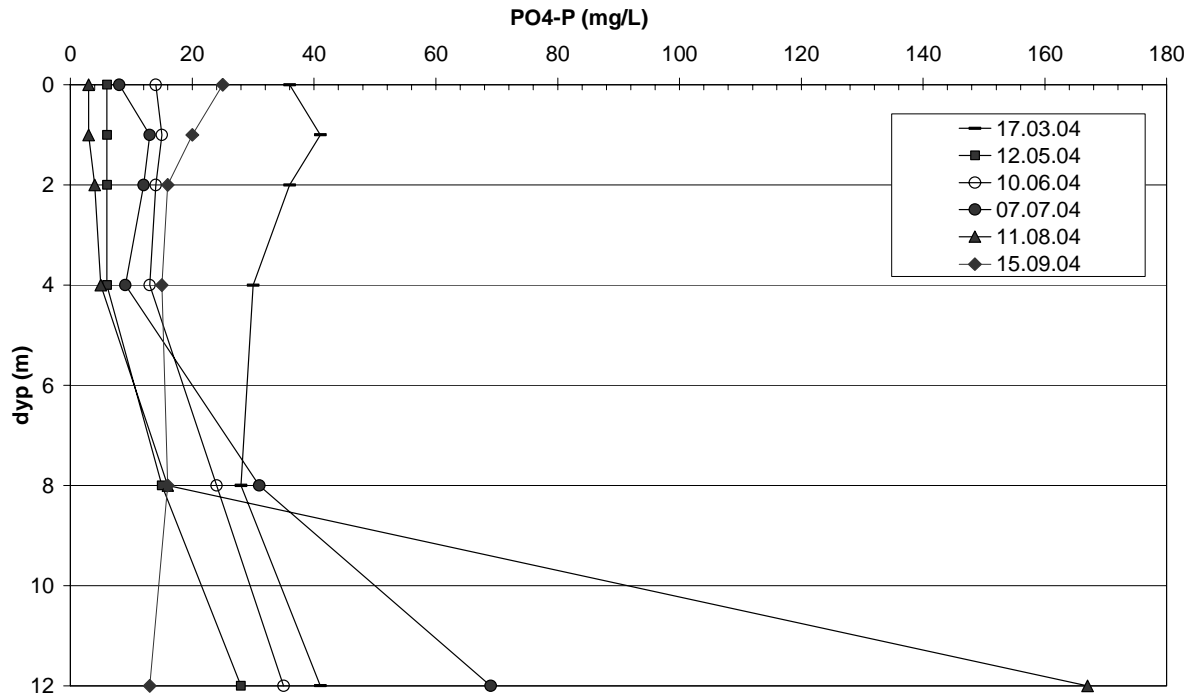
Generelt var konsentrasjonene av total-fosfor høye også i de øvre vannlagene. Middelverdien for sesongen i vannlaget 0-8 meter, der ekstremverdiene fra bunnlaget er utelatt, var $46,5 \mu\text{g/L}$. Dette er en svak bedring fra 2003 ($49,4$) og plasserer fortsatt Akersvatnet i tilstandsklasse IV "Dårlig" i SFT sitt klassifikasjonssystem (SFT 1997), noe som er en bedring fra 2002, da tilstandsklassifiseringen var klasse V "Meget dårlig", og middelverdien for sesongen var $56,5 \mu\text{g/L}$. Grenseverdien mellom tilstandsklasse IV "Dårlig" og klasse V "Meget dårlig" er på $50 \mu\text{g tot-P/L}$. Akersvatnet ligger rundt dette nivået i fosforkonsentrasjon, noe som medfører at relativt små endringer i konsentrasjoner i Akersvatnet kan føre til endret tilstandsklassifisering.



Figur 9. Beregnet innhold av total-fosfor (µg/L) i dybdeintervall for Akersvatn 2004.



Figur 10. Vertikalsnitt av målte total-fosfor konsentrasjoner (µg/L) i Akersvatnet gjennom sesongen 2004.



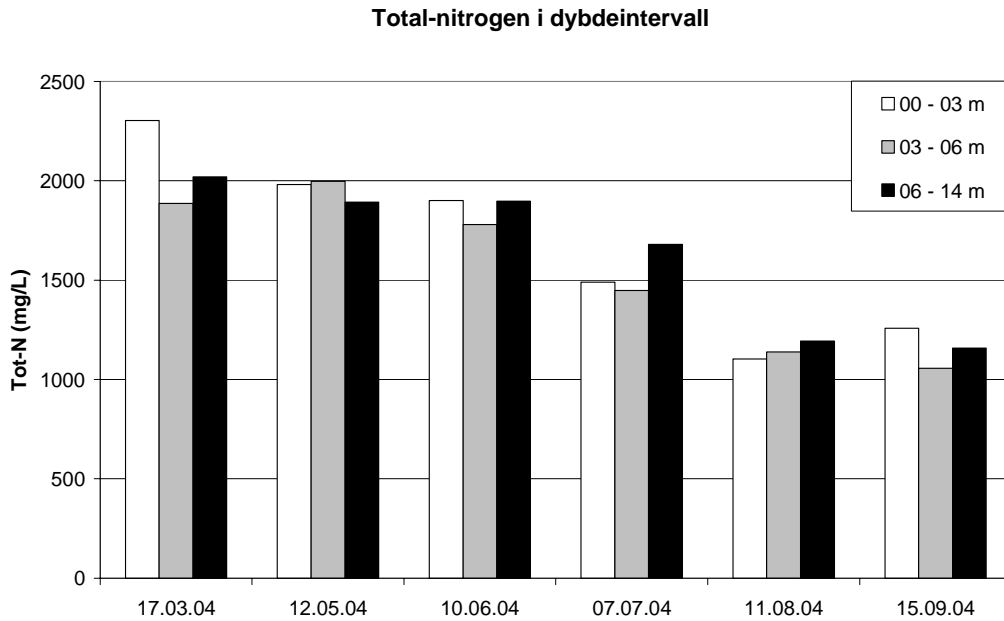
Figur 11. Vertikalprofil av målte fosfat-konsentrasjoner ($\mu\text{g/L}$) i Akersvatnet gjennom sesongen 2004.

3.2.2 Nitrogen

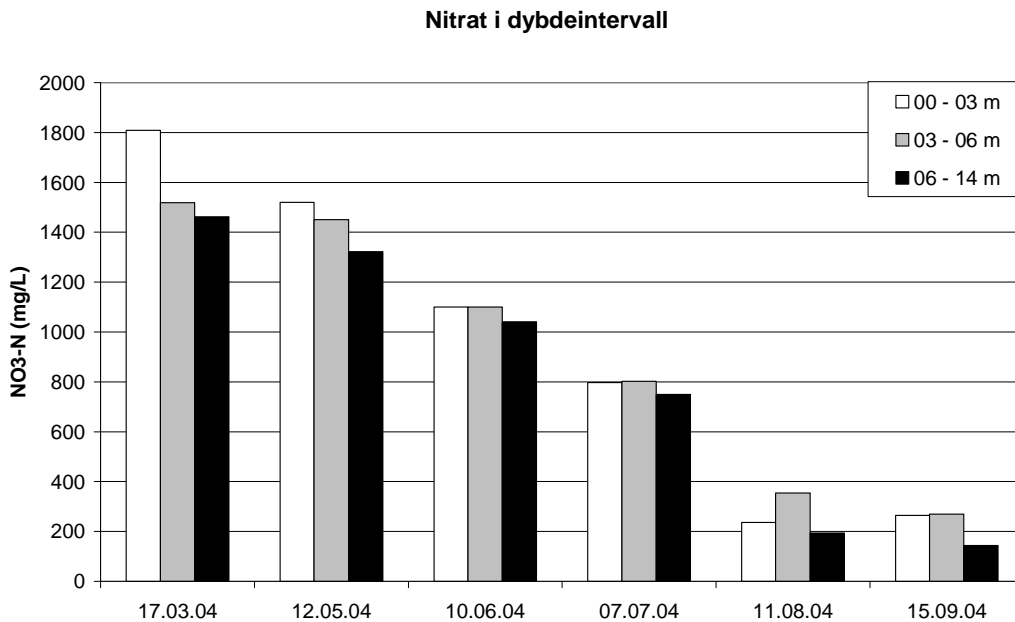
Nitrogen i innsjøene består primært av nitrat (NO_3^-) og organisk bundet nitrogen (organisk N), mens ammonium (NH_4^+) normalt finnes i lave konsentrasjoner under oksygenerte forhold. Mikrobiell nedbrytning av organisk materiale vil imidlertid frigjøre ammonium eller ammoniakk (NH_4^+ eller NH_3). Nitrat og ammonium er de viktigste nitrogen-kildene for primærproduksjonen, dvs. i hovedsak alger i innsjøsystemer. I tillegg til opptak i algebiomasse kan nitrat også reduseres ved bakteriell aktivitet (denitrifikasjon) under sterkt anaerobe forhold. Slike forhold oppstår gjerne i nedre vannmasser (hypolimnion) i næringsrike sjøer under stagnasjonsperiodene sommer og vinter.

Nitrogeninnholdet fordelte seg relativt jevnt i de ulike vannlagene, men utover ettersommeren og høst ble nitrogen-mengdene i øvre vannlag redusert mens de økte i bunnelaget (**Figur 12**). En stor andel av nitrogenet finnes i form av nitrat tidlig i sesongen, men andelen blir gradvis redusert utover sommeren, og nitraten er så godt som oppbrukt gjennom hele vannmassen i august/september (**Figur 13**). Årsaken til dette forløpet er at nitrat forbrukes gjennom primærproduksjonen, og ved maksimal biomasse i august og september er tilnærmet all nitrogen bundet i algebiomasse. En del nitrogen felles ut og blir "borte" fra vannsøylen, fordi algene dør og synker ned mot sedimentet. Ammoniumkonsentrasjonen (NH_4) i bunnvannet øker betydelig i løpet av vekstsesongen, fra $375 \mu\text{g/L}$ $\text{NH}_4\text{-N}$ i mai til $1100 \mu\text{g/L}$ $\text{NH}_4\text{-N}$ i august (Vedlegg A). Årsaken var sannsynligvis nedbrytning av dødt organisk materiale fra alger, noe som også førte til økt oksygenforbruk.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av total-nitrogen i 0-8 meters dyp var $1594 \mu\text{g/L}$ for sesongen 2004. Etter SFTs klassifiseringssystem innplasseres vannkvaliteten i Akersvatnet for 2002 i tilstandsklasse V "Meget dårlig" mhp. nitrogen-konsentrasjon (SFT 1997).



Figur 12. Beregnet innhold av total-nitrogen ($\mu\text{g/L}$) i dybdeintervall for Akersvatn 2004.



Figur 13. Beregnet innhold av nitrat ($\mu\text{g/L}$) i dybdeintervall for Akersvatn 2004.

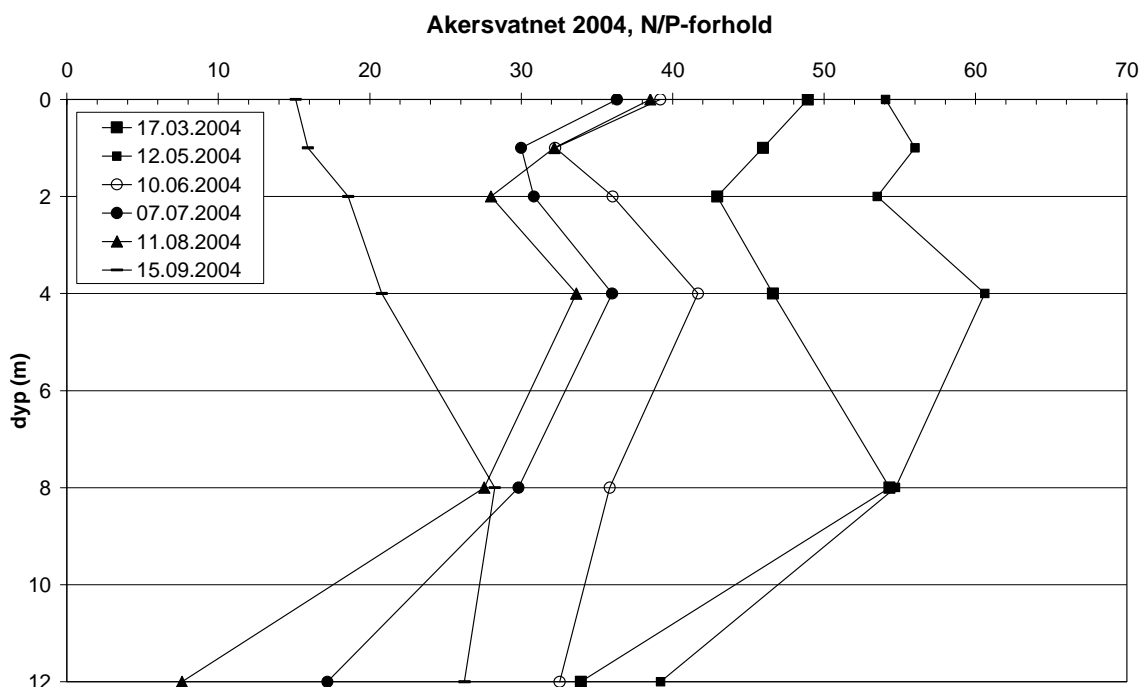
3.2.3 N/P-forhold

Planktonalger inneholder i gjennomsnitt ca. 16 N atomer for hvert P atom og har et N/P forhold på vektbasis på ca 1:7. Ved N/P-forhold (på vektbasis) høyere enn 12 regnes primærproduksjonen å være begrenset av fosfor (Berge 1984). N/P forholdet gjennom hele vekstsesongen lå mellom 30 og 60 (**Tabell 2**), og planteplanktonproduksjonen i Akersvatnet antas å ha vært fosforbegrenset gjennom hele vekstsesongen.

Tabell 2. Gjennomsnittlig konsentrasjon av næringssalter i hele vannvolumet (0-12 m), samt beregnet N/P forhold i Akersvatnet.

	17.03.04	12.05.04	10.06.04	07.07.04	11.08.04	15.09.04	Gjennomsnitt
Tot-P	48,7	37,7	53,0	57,3	65,7	60,0	46,0
PO4-P	35,3	11,2	19,2	23,7	33,0	17,5	20,0
Tot-N	2162,5	1960,0	1900,0	1576,7	1201,7	1157,5	1422,6
NO3-N	1525,0	1433,3	1061,7	755,8	219,2	267,5	751,8
N/P	45,5	53,0	36,3	30,0	27,9	20,8	30,5

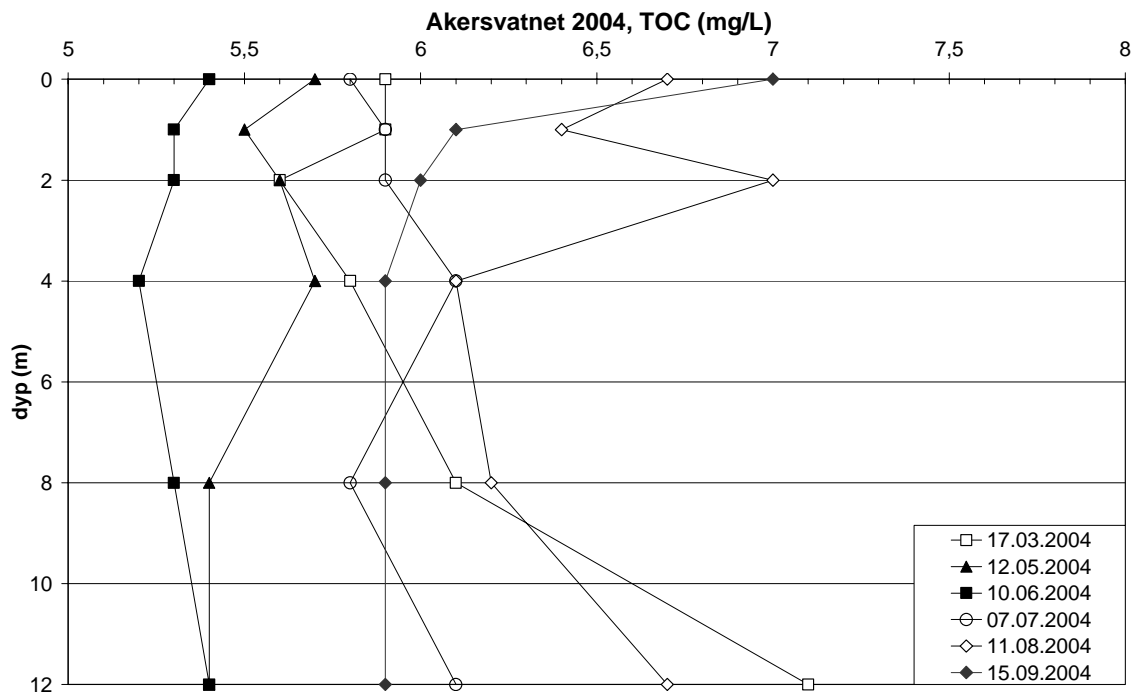
N/P-forholdet sank ned mot bunnen av vannmassene (**Figur 14**). Dette skyldes i hovedsak at fosforkonsentrasjonene øker i området over sedimentoverflaten. N/P forholdet sank også utover i vekstsesongen som et resultat av at total-fosforkonsentrasjonen økte og total-nitrogenkonsentrasjonen avtok.



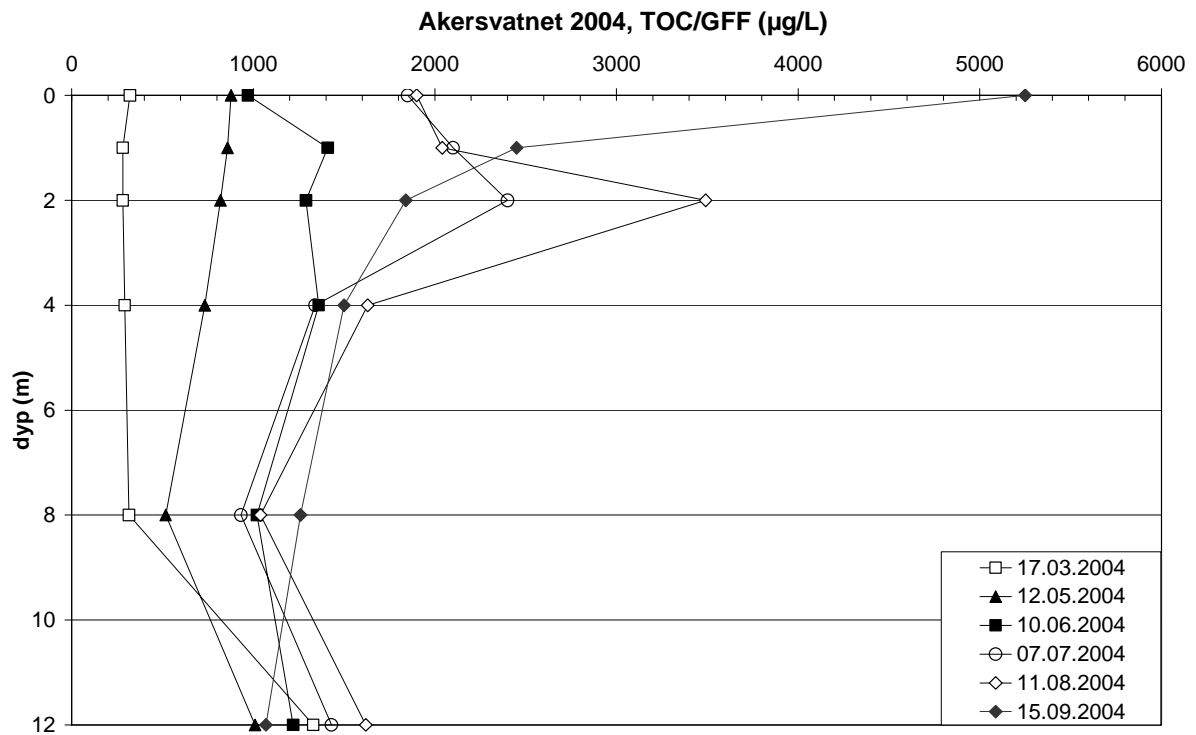
Figur 14. Vertikalprofil av beregnet tot-N/tot-P-forhold i Akersvatnet gjennom sesongen 2004.

3.2.4 Organisk karbon

TOC (total organic carbon) uttrykker direkte mengden organisk karbon i vannmassene, og TOC/GFF er mengden partikulært organisk karbon. I Akersvatnet var det generelle bildet gjennom sesongen en økning i konsentrasjon av både total organisk karbon og den partikulære fraksjonen mot bunnen (mars, juni, august, september) (**Figur 15**). Dette skyldes at dødt organisk materiale synker ned gjennom vannlagene og oppkonsentreres i dypvannet. Dette er også årsaken til høye konsentrasjoner i bunnvannet ved slutten av vinterstagnasjonen i mars. Generelt var det også en økning av andelen partikulært karbon i de øvre metrene av vannsøylen (**Figur 16**). I 2004 var dette markert i august og september. Dette sammenfaller godt med tidspunkt og dyp for maksimal klorofyllkonsentrasjon og biomasse av planteplankton. I september var det svært store mengder av fureflagellaten *Ceratium hirundinella* i overflatevannet.



Figur 15. Vertikalprofil av målte verdier av totalt organisk karbon (mg/L) i Akersvatnet gjennom sesongen 2003.



Figur 16 Vertikalprofil av målte verdier av partikulært organisk karbon (TOC/GFF, µg/L) i Akersvatnet gjennom sesongen 2003.

3.3 Planteplankton

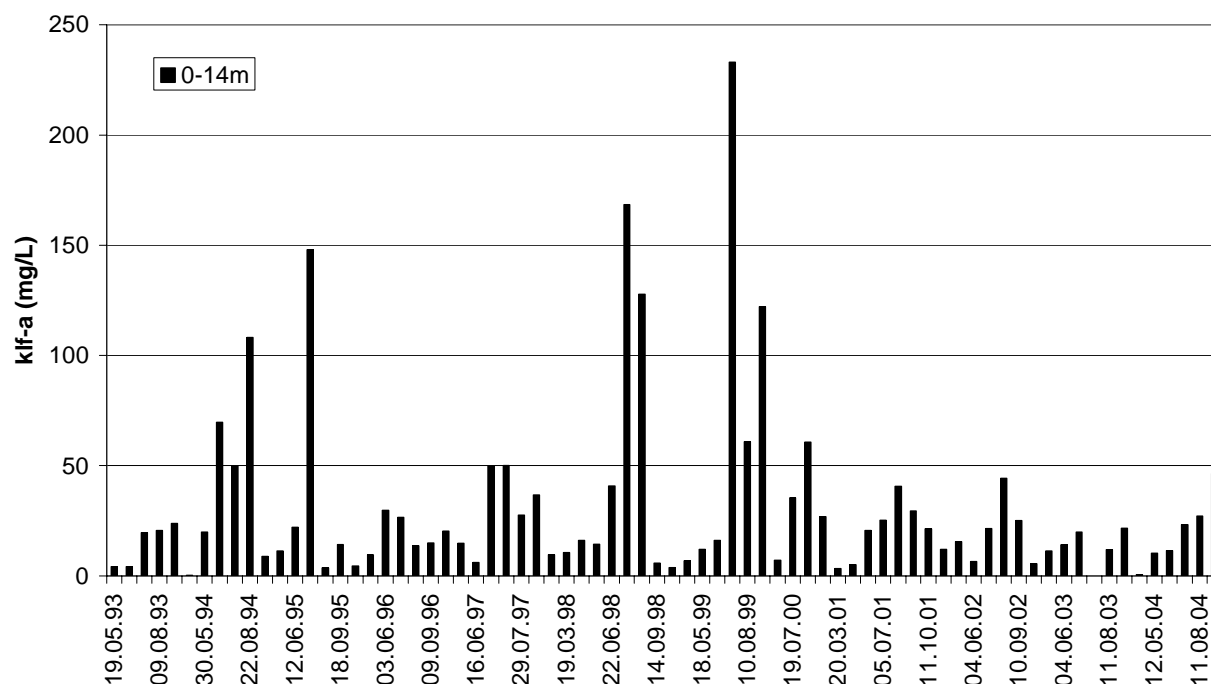
3.3.1 Klorofyll

Alle planter, alger og fotosyntetiserende bakterier (bl.a. cyanobakterier) inneholder pigmentet klorofyll for å høste solenergi til fotosyntesen. Klorofyllkonsentrasjonen brukes som mål for planteplanktonbiomasse, selv om klorofyllinnhold pr. celle varierer noe fra en organismegruppe til en annen, samt med lysforholdene.

Figur 17 viser beregnet klorofyllinnhold for hele vannmassen i Akersvatnet for perioden 1993-2004. Maksimalt klorofyllinnhold i 2004 ble registrert i september, men verdien lå langt under det som er registrert enkelte tidligere år, f.eks i 1995, 1998 og 1999. Gjennomgående er klorofyllinnholdet høyest i vannsjiktet fra 0-3 meter, og lavest i dyplaget (6-14 meter) (**Figur 18**). Målingene samvarierer godt med registreringene av planteplankton ved samme prøvetakingstidspunkt.

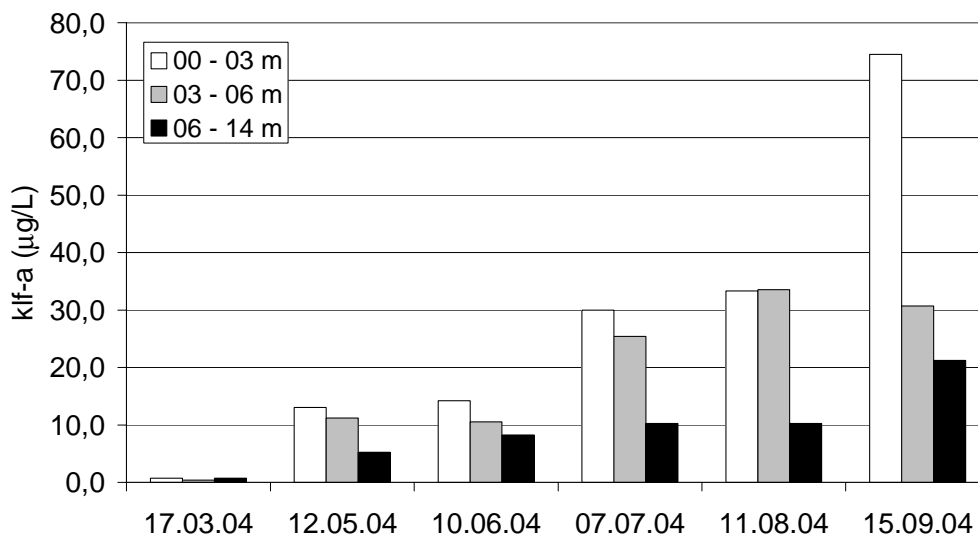
Figur 19 viser hvordan klorofyllkonsentrasjonen varierte med dypet gjennom sesongen 2004. Høyeste konsentrasjoner i overflaten ble registrert i juli, august og september, noe som sammenfaller med måleverdiene for organisk karbon (**Figur 15** og **Figur 16**). De svært høye verdiene den 15. september skyldes store mengder av fureflagellaten *Ceratium hirundinella* i overflatevannet.

Klorofyll fordelt på hele vannsøylen (0-14 m), Akersvatnet 1993-2004

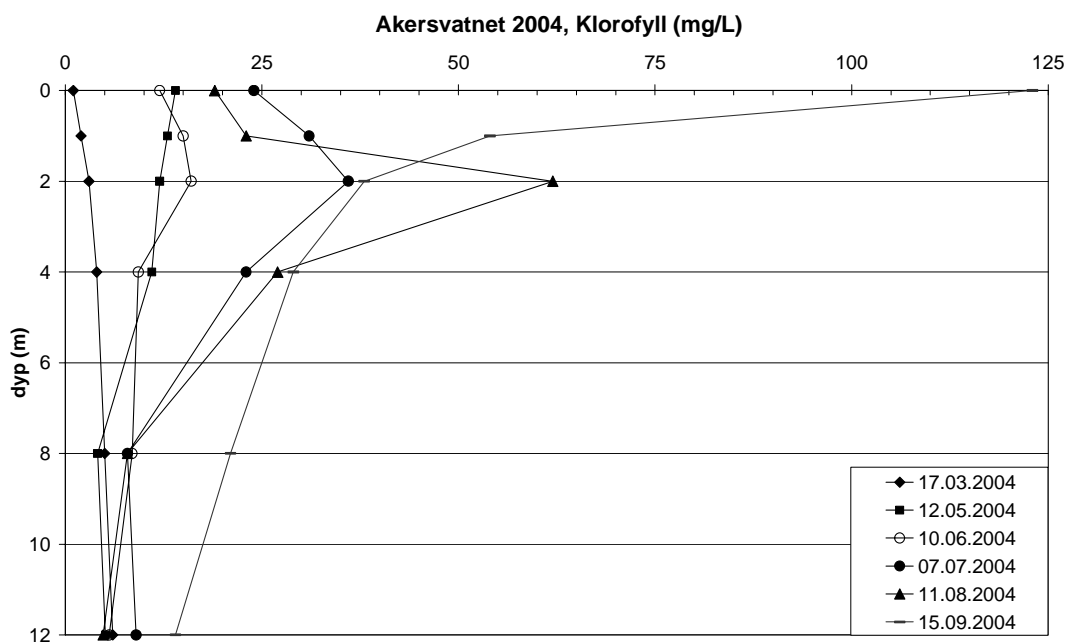


Figur 17. Beregnet konsentrasjoner av klorofyll ($\mu\text{g/L}$) i hele vannsøylen (0-14 meter) i Akersvatnet 1993-2004.

Klorofyll i dybdeintervall, Akersvatn 2004



Figur 18. Beregnede konsentrasjoner av klorofyll ($\mu\text{g/L}$) i 3 dybdeintervall i Akersvatn 2004.



Figur 19. Vertikalprofiler av målte klorofyllverdier ($\mu\text{g/L}$) i Akersvatnet 2004.

Gjennomsnittlig klorofyllkonsentrasjon i 0-8 meters dyp var $21,5 \mu\text{g/L}$ for sesongen 2004. Etter SFTs klassifiseringssystem innplasseres vannkvaliteten i Akersvatnet i tilstandsklasse V "Meget dårlig" mhp. klorofyll-konsentrasjon (SFT 1997). Dette er en forverring fra 2003, da tilstandsklassifiseringen var klasse IV "Dårlig" ($14,7 \mu\text{g/L}$). Grenseverdien mellom klasse IV og V er $20 \mu\text{g/L}$. Det var svært høye klorofyllkonsentrasjoner i overflatevannet den 15. september, og om en beregner en gjennomsnittsverdi basert på målingene (0-8m) fra mars-august vil dette bli $16,4 \mu\text{g/L}$.

3.3.2 Planktonsammensetning

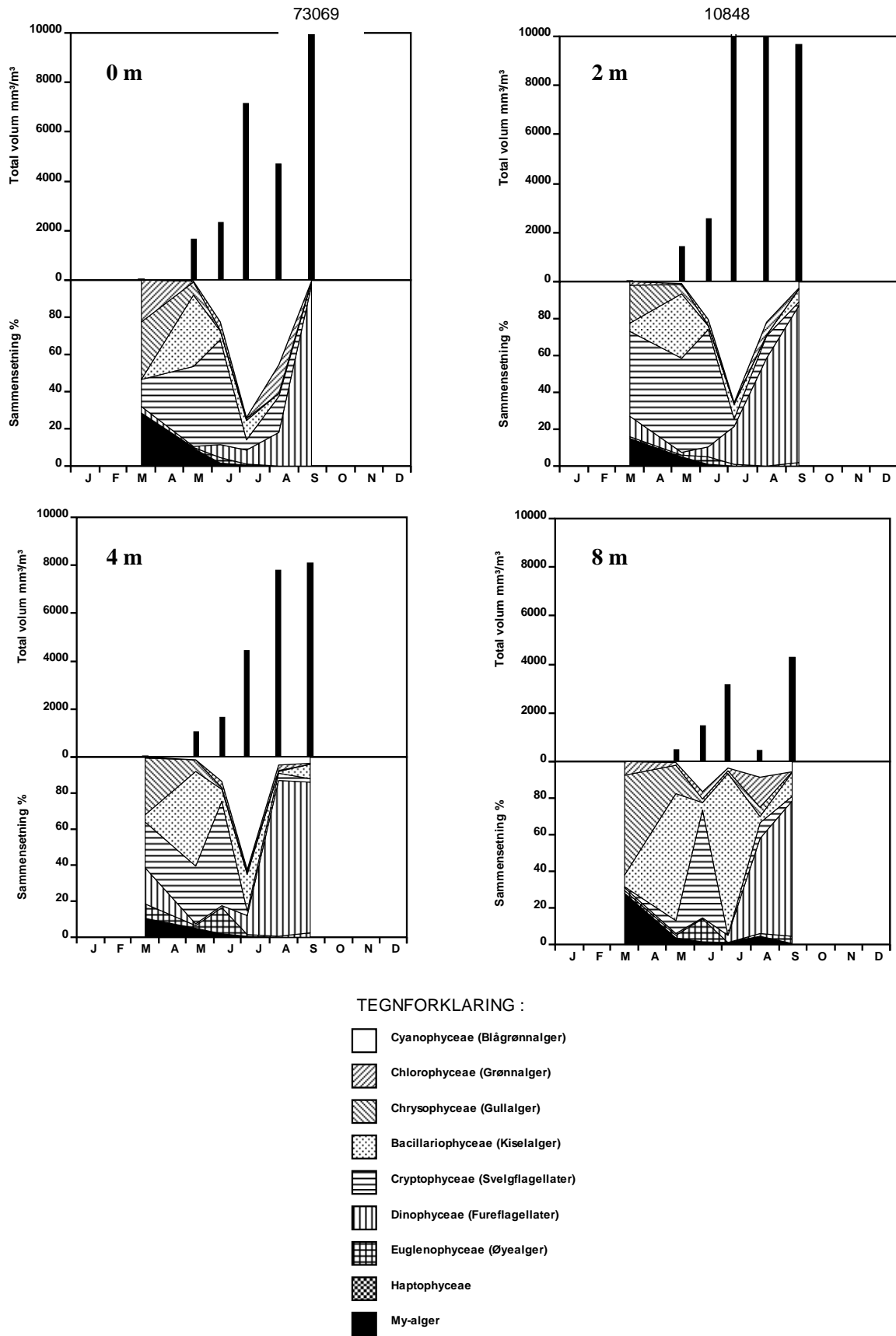
Maksimal total volum av planteplankton ble målt i overflaten i Akersvatnet den 15. september i 2004 (**Figur 20**, Vedlegg D), med 73068,6 mm³/m³. Dette tilsvarer en biomasse på 73,1 mg/L (våtvekt). Den totale biomassen var høy også på 2 og 4 meters dyp samme dag, med hhv. 9,6 og 8,1 mg/L. Den ekstremt høye biomassen i overflatevannet skyldtes en oppblomstring av fureflagellaten *Ceratium hirundinella* som alene hadde en biomasse på 66,6 mg/L.

Maksimal registrert biomasse av cyanobakterier i 2004 var 7,1 mg/L ved 2 meter den 7. juli, og dette var noe høyere enn i 2003, da maksimal registrert biomasse var på 2,2 mg/L (i overflaten den 28. juli 2003).

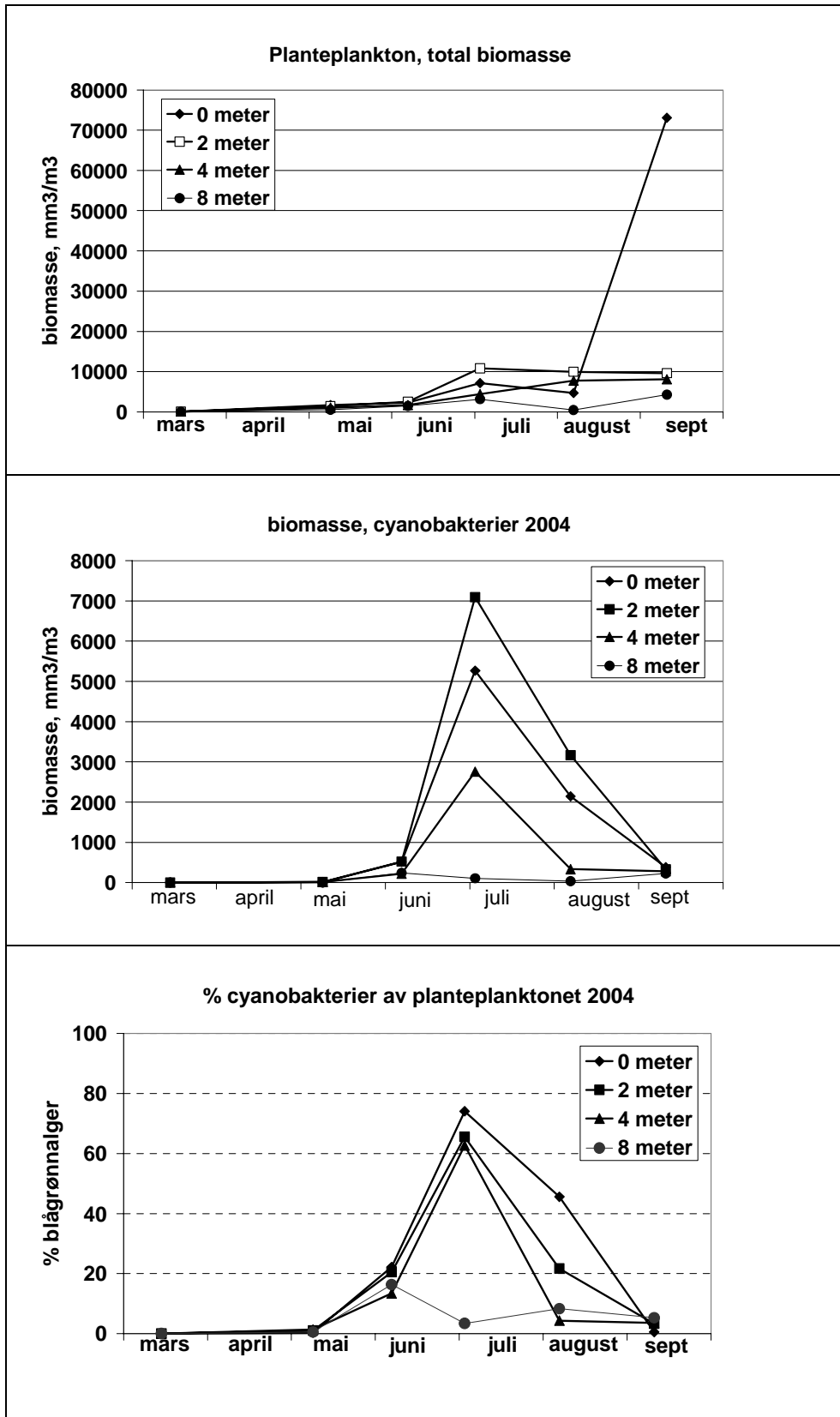
I 2004 var både maksimal biomasse og andelen av cyanobakterier høyest ved 2 meter ved målingen den 7. juli (7,1 mg/L). Både biomassen og prosentvis andel cyanobakterier av det totale planteplanktonet var høyest i perioden 10. juni til 11. august i 2004, både for 0 og 2 meters dyp (**Figur 21**). For alle dypene lå andelen av cyanobakterier mellom 20 og 75 % i denne perioden. De vanligst forekommende artene av cyanobakterier var *Aphanizomenon* cf. *klebahi*, *Microcystis aeruginosa* og *Anabaena spiroides* (vedlegg D).

Gruppene kiselalger, svelgflagellater og fureflagellater var også betydelig representert gjennom sesongen (**Figur 20**, vedlegg D). Av kiselalgene var *Astrionella formosa* dominerende i mai, mens *Aulacoseira granulata* hadde høyest forekomst av kiselalgene ved målingene 7. juli og 15. september. *Cryptomonas erosa* var den mest forekommende svelgflagellaten gjennom hele vekstsesongen, med høyest forekomst den 10. juni. Den mest dominerende gruppen av fureflagellatene var *Ceratium hindurella* som dannet oppblomstringer i august og september. Den 15. september var den maksimale biomassen av *C. hindurella* i overflatevannet 66,6 mg/L. Oppblomstring av *C. hindurella* i perioden 11.-18. august 1995 førte til omfattende fiskedød i Akersvatnet. Fem tonn død fisk ble samlet opp fra overflaten, hvorav 95 % var gjørs (Fjeld et al. 1995). Det ble ikke rapportert om plutselig fiskedød i sammenheng med oppblomstringene av *C. hindurella* i september i 2004. Da var det en liten temperatursjiktning mellom 0 og 1 meter, og under 1 meter var det lik temperatur i hele vannmassen (**Figur 2**). Siden det var tilnærmet fullsirkulasjon var det godt med oksygen (**Figur 8**) og betydelige mengder *C. hindurella* i hele vannmassen (Vedlegg D).

En høy andel av cyanobakterier, samt arts-sammensetningen totalt sett, bekrefter sterkt eutrofe forhold i Akersvatnet.



Figur 20. Kvantitativ sammensetning av planteplankton i Akersvatnet 2004 ($\text{mg}/\text{m}^3 = \mu\text{g}/\text{L}$).



Figur 21. Total planteplanktonbiomasse gjennom sesongen (øverst), Biomasse av cyanobakterier gjennom sesongen (i midten) og andel cyanobakterier (%) av total planteplanktonbiomasse for 3 dyp i Akersvatnet 2004 (nederst).

3.3.3 Cyanotoksiner og helserisiko

De dominerende artene i cyanobakteriesamfunnet i Akersvatnet var *Aphanizomenon cf. klebahni*, *Microcystis aeruginosa* og *Anabaena spiroides* (vedlegg D). Disse artene kan produsere toksiner av typen microcystiner. Dette er levertoksiner som kan føre til kroniske leverskader hos mennesker og andre pattedyr. De kan også produsere ukjente toksiner med protrauert giftvirkning (fordrøyet effekt i museforsøk, Utkilen et al. 1996). De trådformede artene *A. cf. klebahni* og *A. spiroides* kan i tillegg produsere nevrotoksiner av typen anatoxiner.

Det ble tatt toksisitetsstest med ELISA-immunoassay fra Akersvatnet (0, 2 og 4 meter) i juni, august og september. Prøvedypene ble valgt etter at det var gjort en analyse av seston-filtrene. Vannprøvene fra de dypene som viste størst tetthet av blågrønnbakterier på filtrene ble analysert videre på toksiner. Toksinanalysene gav verdier under 0,5 µg microcystin pr. liter for alle datoer, med unntak av prøvene på 0 og 2 meter den 11. august. Disse prøvene viste alle et innhold av microcystiner på hhv 1,0 og 1,2 µg/L (**Tabell 3**).

Tabell 3. Resultat fra toksinanalyse (Microcystin µg/L) med ELISA-immunoassay (BioSense) fra Akersvatnet.

Dyp (m)	07.07.04	11.08.04	15.09.04
0	0,3	1,0	0,4
2	0,4	1,2	0,2
4	0,4	0,1	0,1

ELISA immunoassay er en kvantitativ test som først og fremst måler på ulike typer av microcystiner (formene LR, LA, RR og YR), der LR er den mest potente formen. I tillegg vil den gi utslag på nodularin, som også er en type levertoksin. Metoden vil derimot ikke slå ut på anatoxiner (nevrotoksiner) fra *Anabaena* og *Aphanizomenon*, noe som vil øke usikkerheten i vurdering av vannkvalitet mhp helserisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak.

WHO's anbefalte øvre grense (Chorus og Bartram 1999) er satt til 1 µg microcystin-LR per liter rensedrikkevann, og baserer seg på et forbruk av 2 liter vann per dag av en voksen person på 60 kg. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg microcystin/L.)

3.3.4 Konklusjoner

Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser vil vannkvaliteten basert på middelkonsentrasjoner av fosfor og siktedyp vurderes som "Dårlig" (tilstandsklasse IV) i 2003 (**Tabell 3**). For klorofyll og nitrogen klassifiseres vannkvaliteten som "Meget dårlig" (tilstandsklasse V). Dette er en forbedring mht. fosfor fra 2001 (Edwardsen 2002) og 2002 (Oredalen 2002), men en liten forverring for parameteren klorofyll i forhold til 2003 (Oredalen 2003). Middelkonsentrasjonen av total fosfor er lavere i 2004 enn i 2003 mens middelkonsentrasjonen av total nitrogen er litt høyere i 2004 enn i 2003 (Oredalen 2003).

Tabell 3. Klassifisering av tilstand i Akersvatnet 2004, etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997). Tallene angir middelverdien for sesongen i 0-8 meters dyp.

Variabel	benevning	I "Meget god"	II "God"	III "Mindre god"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Total fosfor	µg/L				46,5	
Klorofyll a	µg/L					21,5
Siktedyp	m				1,5	
Total-nitrogen	µg/L					1594

Cyanobakteriene dominerte i planteplanktonet fra slutten av juni til midten av august, innenfor en variasjon på 20-75 %. Det var en massiv oppblomstring av *Ceratium hindurella* i september, med målt biomasse på 66,6 mg/L i overflatevannet. Også innenfor de andre algegruppene som ble registrert, indikerer de hyppigst forekommende artene at Akersvatnet fortsatt er en markert eutrof innsjø.

De mest dominerende artene blant cyanobakteriene var *Aphanizomenon cf. klebahnii*, *Microcystis aeruginosa* og *Anabaena spiroides*. Alle artene er potensielt toksiske, og kan produsere levertoksiner og/eller nevrotoksiner. Den 11. august viste toksinanalyser fra 0 og 2 meters dyp en microcystinkonsentrasjon på hhv 1,0 og 1,2 µg/L. ELISA-metoden som er brukt, registrerer microcystiner og nodularin (levertoksiner), men ikke anatoksiner (nevrotoksiner). Dette vil bidra til usikkerhet ved vurdering av vannkvalitet mht. helseisiko knyttet til bading og drikkevannsuttak. Videre overvåking av vannkvalitet og helseisiko ved bruk av Akersvatnet bør derfor inkludere kvantitative analyser av anatoksiner.

WHO's anbefalte øvre grense (Chorus og Bartram 1999) er satt til 1 µg microcystin-LR per liter rensset drikkevann, og baserer seg på et forbruk av 2 liter vann per dag av en voksen person på 60 kg. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg microcystin/L.)

I

4. Referanser

- Berge, D. 1984. Effektstudier av spylevannsutslipp fra Akersvannverkets renseanlegg. NIVA-rapport, O-84027. Lnr. 1690, ISBN 82-577-0869-0.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr.2344. O-86116. 111 s.
- Chorus og I., Bartram, J. (red.) 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. World Health Organization, E & FN Spon, London, 416 sider.
- Edvardsen, B. 2002. Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2001. NIVA-rapport nr. 4521-2002, ISBN 82-577-4174-4. 52 s.
- Fjeld, E., Berge, D. og Skulberg, O.M. 1995. Episodisk fiskedød i Akersvannet, august 1995. NIVA-rapport, O-95190. Lnr 3343:95. ISBN 82-577-2872-1. 21 s.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg og G., Eloranta, P. (1998). Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, Part I. Naturvårdsverkets rapport nr. 4860. 86 s.
- Oredalen, T.J 2002. Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2002. NIVA-rapport nr. 4605-2002, ISBN 82-577-4265-1. 46 s.
- Oredalen, T.J 2003. Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2003. NIVA-rapport nr. 4759-2003, ISBN 82-577-4434-4. 45 s.
- Skulberg, O.M. og Underdal, B. 1985. Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1984. NIVA-rapport, O-84135. Lnr 1716. ISBN 82-577-0904-2.
- Skulberg, O.M. 1991. Akersvatnet. Blågrønnalger – vannkvalitet, resultater av undersøkelser i 1989 og 1990. NIVA-rapport, O-90086. Lnr 2646. ISBN 82-577-1952-8.
- Statens forurensningstilsyn 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. ISBN 82-7655-368-0. TA-1468/1997, 31 s.
- Utkilen, H., Skulberg, O.M., Underdal, B., Gjølme, N., Skulberg, R. og Kotai, J. 1996. The rise and fall of toxigenic population of *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae/Cyanobacteria)- a decade of observations in Lake Akersvatnet, Norway. Phycologia 35:189-197.

Vedlegg A. Kjemiske analyseresultater

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1
17.03.2004	0	1,2	<0,8	51,0	10,4	36,0	2495	195,0	1850	20,3	48,9	5,9	321	0,83
17.03.2004	1	1,0	0,8	52,0	8,7	41,0	2390	92,0	1950	34,9	46,0	5,9	281	0,72
17.03.2004	2	1,2	1,0	46,0	8,3	36,0	1975	<5	1600	25,9	42,9	5,6	281	0,64
17.03.2004	4	1,0	1,0	40,0	7,3	30,0	1865	<5	1500	24,9	46,6	5,8	292	<0,62
17.03.2004	8	1,4	<0,8	37,0	8,6	28,0	2010	70,0	1600	39,9	54,3	6,1	316	<0,62
17.03.2004	12	10,2	8,0	66,0	49,4	41,0	2240	1050,0	650	140,0	33,9	7,1	1330	3,6
min		1,0	0,8	37,0	7,3	28,0	1865	70,0	650	20,3	33,9	5,6	281	0,64
max		10,2	8,0	66,0	49,4	41,0	2495	1050,0	1950	140,0	54,3	7,1	1330	3,60
middel		2,7	2,7	48,7	15,5	35,3	2163	351,8	1525	47,7	45,5	6,1	470	1,45
median		1,2	1,0	48,5	8,7	36,0	2125	143,5	1600	30,4	46,3	5,9	304	0,78

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1
12.05.2004	0	4,1	2,3	37,0	19,5	6,0	2000	34,0	1550	149,0	54,1	5,7	878	14,0
12.05.2004	1	4,0	2,2	35,0	18,7	6,0	1960	40,0	1550	141,0	56,0	5,5	857	13,0
12.05.2004	2	4,1	2,2	37,0	20,9	6,0	1980	30,0	1450	198,0	53,5	5,6	820	12,0
12.05.2004	4	3,9	2,2	33,0	16,9	6,0	2000	31,0	1450	109,0	60,6	5,7	732	11,0
12.05.2004	8	3,9	2,6	34,0	15,6	15,0	1860	180,0	1300	52,1	54,7	5,4	517	4,1
12.05.2004	12	7,7	5,6	50,0	29,5	28,0	1960	375,0	1300	94,8	39,2	5,4	1010	5,1
min		3,9	2,2	33,0	15,6	6,0	1860	30,0	1300	52,1	39,2	5,4	517	4,1
max		7,7	5,6	50,0	29,5	28,0	2000	375,0	1550	198,0	60,6	5,7	1010	14,0
middel		4,6	2,9	37,7	20,2	11,2	1960	115,0	1433	124,0	53,0	5,6	802	9,9
median		4,1	2,3	36,0	19,1	6,0	1970	37,0	1450	125,0	54,4	5,6	839	11,5

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1
10.06.2004	0	6,6	2,8	49,0	35,1	14,0	1920	65,0	1100	176,0	39,2	5,4	971	12,0
10.06.2004	1	6,0	2,4	58,0	31,3	15,0	1870	66,0	1100	261,0	32,2	5,3	1410	15,0
10.06.2004	2	7,4	3,8	53,0	46,8	14,0	1910	71,0	1100	259,0	36,0	5,3	1290	16,0
10.06.2004	4	5,6	3,0	42,0	27,9	13,0	1750	110,0	1100	254,0	41,7	5,2	1360	9,3
10.06.2004	8	10,2	7,0	53,0	35,3	24,0	1900	275,0	1050	149,0	35,8	5,3	1020	8,5
10.06.2004	12	14,2	10,8	63,0	39,7	35,0	2050	465,0	920	191,0	32,5	5,4	1220	5,6
min		5,6	2,4	42,0	27,9	13,0	1750	65,0	920	149,0	32,2	5,2	971	5,6
max		14,2	10,8	63,0	46,8	35,0	2050	465,0	1100	261,0	41,7	5,4	1410	16,0
middel		8,3	5,0	53,0	36,0	19,2	1900	175,3	1062	215,0	36,3	5,3	1212	11,1
median		7,0	3,4	53,0	35,2	14,5	1905	90,5	1100	222,5	35,9	5,3	1255	10,7

Vedlegg A- fortsatt : Kjemiske analyseresultater

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1
07.07.2004	0	7,4	3,9	38,0	25,7	8,0	1380	13,0	800	316,0	36,3	5,8	1850	24,0
07.07.2004	1	8,8	3,8	54,0	36,4	13,0	1620	39,0	800	366,0	30,0	5,9	2100	31,0
07.07.2004	2	9,4	4,2	48,0	36,8	12,0	1480	26,0	790	425,0	30,8	5,9	2400	36,0
07.07.2004	4	7,6	3,8	40,0	28,8	9,0	1440	50,0	805	260,0	36,0	6,1	1340	23,0
07.07.2004	8	8,4	6,0	57,0	37,0	31,0	1700	390,0	770	128,0	29,8	5,8	932	7,9
07.07.2004	12	15,6	11,6	107,0	74,5	69,0	1840	575,0	570	209,0	17,2	6,1	1430	9,0
min		7,4	3,8	38,0	25,7	8,0	1380	13,0	570	128,0	17,2	5,8	932	7,9
max		15,6	11,6	107,0	74,5	69,0	1840	575,0	805	425,0	36,3	6,1	2400	36,0
middel		9,5	5,6	57,3	39,9	23,7	1577	182,2	756	284,0	30,0	5,9	1675	21,8
median		8,6	4,1	51,0	36,6	12,5	1550	44,5	795	288,0	30,4	5,9	1640	23,5

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1
11.08.2004	0	4,2	<0,8	27,0	16,4	3,0	1040	20,0	240	294,0	38,5	6,7	1900	19,0
11.08.2004	1	4,7	<0,6	32,0	16,2	3,0	1030	15,0	230	307,0	32,2	6,4	2040	23,0
11.08.2004	2	8,0	<0,8	45,0	28,0	4,0	1260	25,0	240	485,0	28,0	7,0	3490	62,0
11.08.2004	4	4,9	1,3	33,0	21,2	5,0	1110	13,0	380	199,0	33,6	6,1	1630	27,0
11.08.2004	8	5,3	3,3	41,0	27,5	16,0	1130	290,0	185	113,0	27,6	6,2	1040	7,9
11.08.2004	12	8,4	5,2	216,0	83,2	167,0	1640	1100,0	40	242,0	7,6	6,7	1620	4,8
min		4,2	<0,6	27,0	16,2	3,0	1030	13,0	40	113,0	7,6	6,1	1040	4,8
max		8,4	5,2	216,0	83,2	167,0	1640	1100,0	380	485,0	38,5	7,0	3490	62,0
middel		5,9	3,3	65,7	32,1	33,0	1202	243,8	219	273,3	27,9	6,5	1953	24,0
median		5,1	3,3	37,0	24,4	4,5	1120	22,5	235	268,0	30,1	6,6	1765	21,0

dato	dyp m	STS/L mg/L B 2	SGR/L mg/L B 2	TotP/L µg/L D 2-1	TotP/Part µg/L D 2-1	PO4P µg/L D 1-1	TotN/L µg/L D 6-1	NH4N µg/L D 5-1	NO3N µg/L C 4-3	TN/GFF µg/L G 6	N/P	TOC mg/L G 4-2	TOC/GFF µg/L G 6	KLS/S µg/L H 1-1
15.09.2004	0	14,6	2,4	102,0	60,0	25,0	1540	130,0	265	576,0	15,1	7,0	5250	123,0
15.09.2004	1	8,9	3,1	72,0	52,0	20,0	1145	150,0	265	328,0	15,9	6,1	2450	54,0
15.09.2004	2	6,9	2,9	56,0	42,0	16,0	1040	95,0	265	343,0	18,6	6,0	1840	38,0
15.09.2004	4	7,3	4,0	51,0	35,0	15,0	1060	110,0	270	196,0	20,8	5,9	1500	29,0
15.09.2004	8	8,3	5,3	43,0	33,0	16,0	1215	76,0	270	222,0	28,3	5,9	1260	21,0
15.09.2004	12	9,2	6,2	36,0	29,0	13,0	945	65,0	270	165,0	26,3	5,9	1070	14,0
min		6,9	2,4	36,0	29,0	13,0	945	65,0	265	165,0	15,1	5,9	1070	14,0
max		14,6	6,2	102,0	60,0	25,0	1540	150,0	270	576,0	28,3	7,0	5250	123,0
middel		9,2	4,0	60,0	41,8	17,5	1158	104,3	268	305,0	20,8	6,1	2228	46,5
median		8,6	3,6	53,5	38,5	16,0	1103	102,5	268	275,0	19,7	6,0	1670	33,5

Vedlegg B. Felldata

Dato	Siktedyp	Farge
17.03.2004	2,5	gullig brun
12.05.2004	1,8	gullig brun
10.06.2004	1,7	gullig brun
07.07.2004	1,0	gullig grønn
11.08.2004	1,7	gullig grønn
15.09.2004	1,5	gullig brun
min (mai-sept)	1,00	
max (mai-sept)	1,80	
middel (mai-sept)	1,54	
median (mai-sept)	1,70	

Vanntemperatur Akersvatnet (°C), 2004

Dyp(m)/dato	17.03.04	12.05.04	10.06.04	07.07.04	11.08.04	23.08.04	15.09.04
0	0,6	12,7	17,7	18,7	25,8	19,2	16,3
1	0,8	12,7	17,7	18,7	24,5	19,2	15,9
2	0,7	12,7	17,5	18,6	23,0	19,0	15,9
3	1,2	12,7	17,2	18,5	21,6	18,9	15,9
4	1,3	12,5	16,9	18,1	20,6	18,9	15,9
5	1,5	10,2	16,8	17,4	19,7	18,9	15,9
6	1,6	8,4	16,7	16,3	18,7	18,8	15,9
7	1,9	7,8	15,0	16,1	17,7	17,3	15,9
8	2,1	7,5	14,1	15,7	16,9	16,9	15,8
9	2,4	7,2	13,5	15,5	16,5	16,2	15,8
10	2,7	7,1	12,9	15,4	16,1	16,2	15,8
11	2,8	6,9	12,3	15,1	15,9	16,2	15,7
12	3,3	6,9	11,4	14,8	15,4	16,2	15,7

Vedlegg B fortsatt: Felldata

Oksygenmetning (%), 2004

Dyp (m)/ dato	17.03.04	12.05.04	10.06.04	07.07.04	11.08.04	23.08.04	15.09.04
0	86,9	112,3	102,8	112,5	170,6	89,2	98,1
1	83,2	111,3	102,4	115,8	172,7	88,2	98,1
2	77,4	111,3	101,5	113,4	107,4	84,6	93,4
3	74,2	111,3	98,1	111,0	59,0	79,2	92,6
4	68,8	111,3	96,1	104,9	29,0	78,9	92,8
5	65,6	97,1	94,4	67,0	5,5	76,4	92,7
6	51,5	83,6	92,9	35,7	3,2	63,2	93,2
7	43,2	79,1	63,7	25,4	3,2	1,8	93,0
8	23,9	75,1	41,4	15,1	3,1	1,3	93,7
9	13,2	69,6	34,2	10,0	3,1	1,2	93,1
10	5,2	62,8	28,4	8,0	3,0	1,2	94,3
11	3,0	56,4	15,7	4,0	3,0	1,2	92,9
12	2,3	48,9	3,3	3,0	3,0	1,2	92,4

Konduktivitet (mS/m), 2004

dyp (m) / dato	17.03.04	12.05.04	10.06.04	07.07.04	11.08.04	23.08.04	15.09.04
0	16,7	15,7	18,2	16,4	17,7		18,6
1	16,9	15,7	18,2	16,4	17,7		18,7
2	17,0	15,7	18,2	16,4	16,8		18,7
3	17,0	15,7	18,2	16,5	16,7		18,7
4	17,1	15,7	18,2	16,5	16,7		18,7
5	17,2	15,9	18,2	16,7	16,6		18,7
6	17,3	16,1	18,2	16,8	16,7		18,7
7	17,4	16,1	18,4	17,0	17,1		18,7
8	17,8	16,1	18,5	17,0	17,5		18,7
9	18,1	16,2	18,6	17,1	17,8		18,7
10	18,3	16,3	18,6	17,1	18,2		18,7
11	18,9	16,3	18,6	17,2	18,5		18,6
12	20,2	16,3	19,2	17,5	19,6		18,6

Vedlegg C. Volumrelaterte beregninger

Intervall For 0-13m			
Prøve (m)	dybde-intervall (m)	mill*m3	%
0	¹ 0.0- 0.8	1,79	12,4
1	0.8- 1.8	2,04	14,2
2	1.8- 2.8	1,86	12,9
3	2.8- 3.8	1,69	11,8
4	3.8- 4.8	1,53	10,6
5	4.8- 5.8	1,35	9,3
6	5.8- 6.8	1,17	8,1
7	6.8- 7.8	0,95	6,6
8	7.8- 8.8	0,71	4,9
9	8.8- 9.8	0,58	4,0
10	9.8-10.8	0,37	2,6
11	10.8-11.8	0,25	1,7
12	11.8-14	0,16	1,1
Sum		14,4	100

¹ Vannprøve for intervallet 0-0,8 m er tatt med lokket av vannhenter i 0 m dyp osv.

Vedlegg D. Kvantitative planteplanktonanalyser

NIVA 5016-2005

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt)																
Ar		2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	
Måned	Dag	3	3	3	3	5	5	5	5	5	12	12	12	12	12	12	12	
Dyp	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	
Cyanophyceae (Blågrønnalger)																		
	Anabaena spiroides	.	.	.	2,4	.	4,0	.	20,1	12,1	.	4,7	
	Aphanizomenon cf.klebahnii	.	.	.	2,2	0,9	7,4	.	474,9	500,9	.	218,9	.	204,1	6	6	6	
	Chroococcus minutus	
	Microcystis aeruginosa	13,4	2,7	2,7	21,4	10,7	20,1	13,4	
	Microcystis marginata	
	Microcystis reinboldii	
	Microcystis wesenbergii	1,6	
	Snowella lacustris	
	Woronichinia compacta	
	Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,0	4,6	14,3	14,1	2,7	516,4	523,6	224,2	238,6						
Chlorophyceae (Grønnalger)																		
	Ankyra judayi	
	Bicoeca ainikkae	.	.	0,0	
	Bostryococcus braunii	
	Cartiera sp. (I=6-7)	.	.	.	0,9	.	.	5,3	
	Chlamydomonas sp. (I=12)	9,4	
	Chlamydomonas sp. (I=8)	4,2	0,6	1,2	
	Closterium acutum v. acutum	
	Closterium acutum v. variabile	.	.	0,2	.	.	0,1	.	23,3	18,5	10,7	14,7	
	Closterium limneticum	0,8	0,3	
	Closterium sp.	0,3	
	Closterium stigosum	0,5	
	Coelastrum asteroideum	0,3	2,4	0,5	
	Coelastrum microporum	1,1	8,1	4,4	0,7	
	Cosmarium depressum	
	Cosmarium ornatum	

NIVA 5016-2005

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt)																
Ar	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	
Måned	3	3	3	3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
Dag	17	17	17	17	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	
Dyp	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	
Cosmarium subcostatum	0,7
Dictyosphaerium pulchellum	5,5
Eutetramorpus foitii
Fusola viridis
Gyromitus cordiformis	.	.	.	1,2	.	.	.	0,2
Kirchneriella obesa
Oocystis lacustris	0,4	.	5,3	13,3	.	10,6	
Oocystis parva	1,6
Oocystis solitaria
Pandorina morum	1,0	.	0,4	.	1,1
Pediastrum boryanum	1,6	6,4	.	.	.	1,6
Pediastrum duplex	3,0
Scenedesmus armatus	.	.	.	0,2	4,8	2,4	.	.	4,8	2,4	.	.	.	1,2
Scenedesmus denticulatus
Scenedesmus ecomis	2,1
Scenedesmus opoliensis
Scenedesmus quadricauda
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	1,6
Schroderia setigera	5,3	1,1	1,4	.	1,3	2,4	.	.	5,3
Staurastrum chaetoceras	4,2	0,6	.	.	.
Staurastrum erasum
Staurastrum gracile	1,8
Staurastrum paradoxum	57,4	25,9	.	.	.	25,2
Staurastrum planctonicum	2,0
Ubest.gr.flagellat	.	0,2	0,2
Sum - Grønmalger	13,5	0,8	0,2	1,6	12,6	4,4	2,2	5,9	108,0	73,9	60,8	62,5						

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ v�tvekt)																
Ar	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	
M�ned	3	3	3	3	5	5	5	5	5	6	6	6	6	6	6	6	6	
Dag	17	17	17	17	12	12	12	12	12	10	10	10	10	10	10	10	10	
Dyp	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	4 m	0 m	2 m	4 m	8 m	2 m	4 m	2 m	4 m	
Chrysophyceae (Gullalger)																		
Aulomonas purdyi	.	0,2	0,5	0,1	
Bicosoeca planctonica	0,1	0,1	0,6	
Bicosoeca sp.	1,0	.	1,9	0,2	.	.	.	
Craspedomonader	.	.	0,2	0,1	.	.	.	5,6	.	1,2	0,7	.	.	1,4	.	.	.	
Dinobryon borgei	0,0	
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	6,0	2,4	1,1	.	.	.	0,7	2,0	.	
Mallomonas caudata	
Mallomonas punctifera (M.reginae)	
Mallomonas spp.	2,4	
Mallomonas tonsurata	
Ochromonas sp.	0,9	1,6	.	0,7	
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2,8	2,0	1,8	2,3	1,7	2,3	.	0,7	.	0,6	0,6	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	
Sma chrysomonader (<7)	12,1	4,7	4,7	5,4	47,5	42,0	44,4	45,5	8,4	11,2	14,5	16,0	16,0	16,0	16,0	16,0	16,0	16,0
Stelaxomonas dichotoma	0,3	0,1	0,2	0,3
Store chrysomonader (>7)	2,2	0,4	2,2	3,4	58,6	27,6	20,7	27,6	2,6	1,7	
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,2	
Sum - Gullalger	18,5	9,0	10,0	12,3	113,8	74,3	67,1	81,2	12,9	13,4	17,1	23,3	23,3	23,3	23,3	23,3	23,3	23,3
Bacillariophyceae (Kiselalger)																		
Asterionella formosa	220,0	282,5	219,5	10,2	21,9	3,6	11,2	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
Aulacoseira alpigena	.	0,2	1,4	1,4	5,5	5,2	4,5	15,5
Aulacoseira distans	0,2
Aulacoseira granulata	22,8	44,2	52,8	22,2	18,5	9,0	73,7	15,4	15,4	15,4	15,4	15,4	15,4	15,4
Aulacoseira granulata v.angustissima	0,3	0,3	.	.	0,6
Aulacoseira italica	6,6	.	.	1,1
Cyclotella glomerata	10,5	.	8,6	2,5
Fragilaria crotonensis	9,6	6,6	17,6	.	46,2	20,9	9,8	27,5	27,5	27,5	27,5	27,5	27,5	27,5
Fragilaria sp. (l=40-70)	0,2
Fragilaria ulna (morfoyp"acus")	0,8

NIVA 5016-2005

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt)															
		2004		2004		2004		2004		2004		2004		2004		2004	
År		3	3	3	3	3	3	5	5	5	5	6	6	6	6	6	6
Måned		3	3	3	3	5	5	5	5	5	5	6	6	6	6	6	6
Dag		17	17	17	17	12	12	12	12	12	12	10	10	10	10	10	10
Dyp		0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m
Fragilaria ulna (morfotyp"ulna")		7,2	3,6	7,2	1,8	14,0	9,0	12,0	3,6				
Fragilaria virescens		7,8				
Gyrosigma acuminatus		0,6				
Melosira lineata		2,3	0,7				
Nitzschia sp. (l=40-50)		185,5	122,4	116,9				
Nitzschia vermicularis		1,1	0,7	6,5				
Stephanodiscus hantzschii		0,6				
Stephanodiscus hantzschii v pusillus		.	1,7				
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus		169,6	23,9	121,9	294,2				
Sum - Kiselalger	0,0	1,9	1,4	1,4	1,4	639,6	491,2	550,8	354,0	100,5	43,2	106,7	59,2				
Cryptophyceae (Sveiflagellater)																	
Chroomonas sp.		201,4	397,5	174,9	164,3				
Cryptomonas curvata		1,0	2,7	.	.				
Cryptomonas erosa	3,1	3,8	3,8	.	305,3	415,5	190,8	5,4	727,4	727,4	949,2	696,4	627,3				
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	2,0	1,2	1,1	.	36,0	50,9	7,2	4,8	148,4	148,4	42,4	11,9	3,6				
Cryptomonas marssonii	0,3	1,1	0,6	8,5	8,0	4,0	.				
Cryptomonas parapyrenoidifera					
Cryptomonas pyrenoidifera		50,9	63,6	25,4	6,4	28,6	79,5	44,5	38,2				
Cryptomonas sp. (l=15-18)	1,1	2,2				
Cryptomonas spp. (l=24-30)		0,9	.	.	.	15,5	8,0	9,9	0,9	41,7	12,2	11,3	3,2				
Cyathomonas truncata					
Kaialepharis ovalis	1,1	0,2	0,1	0,1	8,5	9,5	12,9	9,5	2,4	2,4	3,7	14,0	8,0				
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplancitica)	0,9	9,5	1,7	.	213,3	156,0	87,2	4,3	115,6	115,6	86,2	3,6	2,0				
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,3	1,2	0,8	.	87,5	23,9	5,9	4,0	48,1	48,1	40,5	9,5	21,9				
Sum - Sveiflagellater	8,8	20,1	8,2	0,1	718,0	727,4	339,2	35,2	1322,1	1621,8	970,2	868,3					

NIVA 5016-2005

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt)																
År	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	
Måned	3	3	3	3	5	5	5	5	5	6	6	6	6	6	6	6	6	
Dag	17	17	17	17	12	12	12	12	12	10	10	10	10	10	10	10	10	
Dyp	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	
Dinophyceae (Fureiflagellater)																		
Ceratium furcoides	6,0	6,0	18,0	12,0	
Ceratium hirundinella	6,0	.	.	.	162,5	.	123,5	
Gymnodinium cf. lacustre	0,8	1,4	1,2	1,3	.	
Gymnodinium sp. (=14-16)	1,0	1,0	2,8	
Peridiniopsis edax	0,9	
Peridinium (Peridiniopsis) elpaliewskyi	
Peridinium polonicum	.	.	2,0	
Peridinium sp. (= 15-17)	0,3	2,6	4,3	0,3	8,7	8,7	2,6	
Sum - Fureiflagellater	2,1	5,0	6,3	0,3	6,0	20,7	8,7	5,4	162,5	143,6	12,0	1,3	
Euglenophyceae (Øyealger)																		
Trachelomonas hispida	.	0,3	3,2	0,2	21,9	44,1	49,0	49,0	
Trachelomonas volvocina	.	.	2,6	0,3	13,2	15,5	13,2	6,9	43,7	61,2	192,4	139,9	
Sum - Øyealger	0,0	0,3	2,6	0,3	13,2	15,5	16,4	7,2	65,6	105,3	241,4	188,9	
Haptophyceae																		
Chrysochromulina parva
Sum - Haptophyceae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
My-alger																		
My-alger	17,2	6,7	3,4	6,4	159,5	73,5	55,3	19,2	38,5	25,9	39,9	21,7	
Sum - My-alger	17,2	6,7	3,4	6,4	159,5	73,5	55,3	19,2	38,5	25,9	39,9	21,7	
Sum totalt :	60,1	43,8	32,0	22,5	1667,2	1421,3	1053,9	510,8	2326,5	2550,8	1672,3	1463,8	

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

	Ar	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004
	Måned	7	7	7	7	7	8	8	8	8	8	8	8	9	9
	Dag	7	7	7	7	7	11	11	11	11	11	11	11	15	15
	Dyp	0 m	2 m	4 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	2 m	4 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)															
Anabaena spiroides	20,8	15,4	4,7	.	.	.	247,5	244,7	10,1	4,7	36,9	42,2	40,9	53,6	
Aphanizomenon cf. klebahnii	5192,9	6972,7	2706,2	77,3	64,0	63,0	64,0	63,0	5,3	2,6	268,2	189,5	177,8	113,7	
Chroococcus minutus	1,9	
Microcystis aeruginosa	53,6	93,8	38,9	29,5	1748,0	1822,7	283,9	25,5	16,1	25,5	37,5	40,0	37,5	33,5	
Microcystis marginata	
Microcystis reinboldii	.	6,6	9,3	
Microcystis wesenbergii	.	2,4	.	.	59,8	.	.	.	4,0	6,4	1,6	3,2	3,2	1,6	
Snowella lacustris	0,1	.	.	.	21,2	32,4	34,9	0,9	55,7	25,8	22,8	24,3	24,3		
Woronichinia compacta	2,7	
Sum - Blågrønnalger	5267,4	7090,9	2759,0	106,8	2142,3	2162,7	334,1	37,7	385,8	327,2	282,2	226,7	226,7		

Chlorophyceae (Grønnalger)

Ankyra judayi	.	1,4	0,4	.	1,7	2,0	2,0
Bicoeca ainikkae
Bostryococcus braunii	2,4	3,2	3,5	1,4	0,7	.	.	0,7	
Carteria sp. (l=6-7)	0,9
Chlamydomonas sp. (l=12)
Chlamydomonas sp. (l=8)	1,6
Closterium acutum v. acutum
Closterium acutum v. variable	1,0	4,1	0,6	1,8	0,2	2,3	1,2	1,2	1,8	
Closterium limneticum	0,3	0,3	0,5	.	0,2	.	
Closterium sp.	
Closterium stigosum	
Coelastrum asteroidesum	0,5	0,7	.	.	3,2	.	
Coelastrum microporum	.	2,9	
Cosmarium depressum	1,4	

NIVA 5016-2005

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt)																
Ar	2004	2004				2004				2004				2004				
		7	7	7	4 m	7	7	7	8 m	7	8	8	2 m	7	8	8	4 m	
Måned	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Dag	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Dyp	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m
Cosmarium ornatum	.	.	3,3
Cosmarium subcostatum	9,6	12,5	9,1	2,9	173,5	168,0	69,7	15,4	0,9	0,4	
Dictyosphaerium pulchellum	.	0,2
Euletramoros foitii	5,3	8,0	8,5	.	.	.	2,0	
Fusola viridis	0,7	0,7	0,7	1,3	.	.
Gyromitus cordiformis
Kirchneriella obesa	0,1	.
Oocystis lacustris	0,2	.	0,5	.	2,7	2,7	2,7	.	0,2	2,7	
Oocystis parva	.	.	0,2	3,2	
Oocystis solitaria	2,8	
Pandorina morum	1,1	1,6	.	0,7	0,3	
Pediastrum boryanum	6,0	10,8	9,6	9,6	.	21,2	1,6	1,6	1,4	.	1,4	2,8	
Pediastrum duplex	9,0	9,0	14,0	5,0	2,0	.	.	5,0	.	1,0	.	1,0	
Scenedesmus armatus	8,3	6,0	6,0	7,2	1,3	.	2,7	4,8	.	2,4	2,7	1,3	
Scenedesmus denticulatus	3,1	.	6,4	6,4	.	.	.	3,2	.	3,2	4,2	0,2	
Scenedesmus ecomis	6,4	2,7	1,3	1,6	.	.	.	2,7	.	.	1,6	
Scenedesmus opoliensis	6,4	
Scenedesmus quadricauda	1,4	2,0	5,6	0,8	5,3	23,2	27,0	8,8	1,8	12,7	17,0	1,4	
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	
Schroderia setigera	1,1	3,2	2,1	0,5	.	.	.	0,5	
Staurastrum chaetoceras	
Staurastrum erasum	.	5,0	
Staurastrum gracile	
Staurastrum paradoxum	6,3	8,4	10,8	11,2	519,2	459,4	123,3	27,0	
Staurastrum planctonicum	6,4	3,2	
Ubest.gr.iflagellat	
Sum - Grønnaiger	57,4	73,9	74,1	50,8	718,7	687,6	243,1	74,4	13,2	28,1	30,6	11,4	

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt)															
Ar	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004
Måned	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Dag	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Dyp	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m
Chrysophyceae (Gullalger)																	
Aulomonas purdyi
Bicosoeca planctonica
Bicosoeca sp.	.	.	0,3
Craspedomonader	1,1	0,5	1,5	0,8	0,2	.	0,1	0,5	.	.	.	1,7	.
Dinobryon borgei
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0,5
Mallomonas caudata	5,3
Mallomonas punctifera (M.reginae)	5,0
Mallomonas spp.	2,0	4,0	2,0	.	.	.
Mallomonas tonsurata	5,8	1,3
Ochromonas sp.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2,1	0,7	1,2	1,6	1,0	0,4	2,0	4,7	0,1	0,7	1,9	1,1
Sma chrysomonader (<7)	27,2	23,1	30,0	18,1	2,1	2,8	12,1	9,0	3,1	8,1	7,2	9,5
Stelaxomonas dichotoma
Stora chrysomonader (>7)	8,6	16,4	12,9	17,2	.	.	5,2	10,3	1,7	5,2	1,7	7,8
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)
Sum - Gullalger	41,5	40,7	45,6	38,0	3,3	3,2	25,2	23,9	19,8	16,0	12,5	19,7
Bacillariophyceae (Kiselalger)																	
Asterionella formosa	.	.	.	1,0	.	.	1,3	1,5	1,5	0,7	.	16,0
Aulacoseira alpigena	.	.	.	0,2	4,5
Aulacoseira distans
Aulacoseira granulata	539,6	598,0	720,9	2168,4	.	.	6,0	5,7	296,6	620,4	587,1	514,9
Aulacoseira granulata v.angustissima	0,6	.	8,0	58,1	.	.	2,4	.	0,8	27,0	12,7	2,5
Aulacoseira italica
Cyclotella glomerata	0,4	.	1,3	1,1
Fragilaria crotonensis	6,6	2,2	19,8	12,1	58,3	82,2	76,2	7,7	14,3	19,8	20,9	11,0
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,1
Fragilaria ulna (mototyp"acus")

NIVA 5016-2005

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ v�tvekt)															
Ar	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004
M�ned	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Dag	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Dyp	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m
Fragilaria ulna (morfotyp "ulna")	216,6	268,9	163,8	567,7	.	.	4,8
Fragilaria virescens
Gyrosigma acuminatus	.	.	.	0,5
Melosira lineata	.	0,4
Nitzschia sp. (l=40-50)	0,9	.	0,9
Nitzschia vermicularis
Stephanodiscus hantzschii
Stephanodiscus hantzschii v pusillus
Stephanodiscus hantzschii v pusillus
Sum - Kiselalger	765,8	869,5	914,7	2809,0	58,3	82,2	90,7	15,0	313,2	667,9	620,7	548,8					
Cryptophyceae (Sveigflagellater)																	
Chroomonas sp.	23,3	134,1	17,5	.	.	.	11,7
Cryptomonas curvata	0,9
Cryptomonas erosa	189,5	137,0	26,2	0,7	442,6	866,0	206,6	29,5	1174,7	151,6	110,8	72,9					
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	90,6	106,0	19,1	.	181,3	166,2	37,4	5,3	89,0	25,4	50,9	12,7					
Cryptomonas marssonii
Cryptomonas parapyrenoidifera	10,6
Cryptomonas pyrenoidifera	8,0	.	.	.	5,3	19,1
Cryptomonas sp. (l=15-18)
Cryptomonas spp. (l=24-30)	17,6	20,3	7,7	.	152,4	79,5	19,9	1,5	77,5	23,9	10,4	.					
Cyathomonas truncata	0,4	0,8	2,0	0,4
Kalblepharis ovalis	15,9	13,1	19,6	3,3	.	.	4,2	0,5	.	0,5	3,2	9,3					
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplancitica)	25,8	6,6	.	.	146,4	66,5	5,7	2,0					
Ubesi.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	11,9	27,8	4,0	.	2,4	7,3	11,1					
Sum - Sveigflagellater	383,0	445,7	96,0	4,1	930,3	1185,5	307,2	39,7	1341,3	201,4	175,2	114,3					

NIVA 5016-2005

		Verdier gitt i mm ³ /m ³ (=mg/m ³ våtvekt)															
Ar	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004	2004
Måned	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Dag	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Dyp	0 m	2 m	4 m	8 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m	0 m	2 m	4 m	8 m
Dinophyceae (Fureiflagellater)																	
Ceratium furcoides	84,5	513,5	42,0	.	18,0	1375,7	1020,9	54,0	4134,0	971,1	1269,9	622,5					
Ceratium hirundinella	442,0	1683,5	442,0	126,0	809,3	4423,9	5691,7	182,0	66660,8	7229,3	5475,9	2535,7					
Gymnodinium cf. lacustre	.	5,0	.	.	3,6	2,4	1,1
Gymnodinium sp. (=14-16)	.	6,4	3,2					
Peridiniopsis edax	14,9	15,8	.	.	.	18,6	.	.	61,6
Peridinium (Peridiniopsis) elpatiewskyi	.	0,7
Peridinium polonicum
Peridinium sp. (= 15-17)	4,4
Sum - Fureiflagellater	545,8	2224,9	484,0	126,0	830,8	5820,6	6713,7	236,0	70856,4	8200,4	6745,8	3161,3					
Euglenophyceae (�yegalger)																	
Trachelomonas hispida	3,2	.	1,9	3,2					
Trachelomonas volvocina	48,1	61,2	26,2	1,7	.	8,7	43,7	7,3	103,6	175,7	206,7	186,0					
Sum - �yegalger	48,1	61,2	26,2	1,7	0,0	8,7	43,7	7,3	106,8	175,7	208,6	189,2					
Haptophyceae																	
Chrysochromulina parva	.	.	1,1
Sum - Haptophyceae	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0					
My-alger																	
My-alger	30,8	41,2	37,7	39,2	16,4	13,8	18,1	21,0	32,2	21,7	16,8	18,2					
Sum - My-alger	30,8	41,2	37,7	39,2	16,4	13,8	18,1	21,0	32,2	21,7	16,8	18,2					
Sum totalt :	7139,7	10848,1	4438,5	3175,5	4700,1	9964,3	7775,7	455,0	73068,6	9638,4	8092,4	4289,7					

Vedlegg E. Kjemiske analysemetoder

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
B 1	Suspendert tørrstoff og gløderest	mg/l	STS, SGR
Tittel:			
Bestemmelse av suspendert stoff og dets gløderest i avløpsvann.			
Anvendelsesområde:			
Til bestemmelse av suspendert stoff og gløderest av dette i avløpsvann. Nedre grense er 5 mg/l, (denne grensen kan endres avhengig av filtrert prøvevolum). Metoden kan ikke brukes til å bestemme suspendert olje.			
Prinsipp:			
Prøven filtreres gjennom glassfiberfilter Whatman GF/C, som tørkes ved 105 °C og veies. Det suspenderte tørrstoffet i prøven representeres ved filterets vektøkning. Filteret glødes ved 550 °C og gløderesten bestemmes gjennom veiing. Vektreduksjonen ved glødingen er glødetapet.			
Instrument(er):			
Filteroppsats, vannstrålepumpe, Whatman GF/C glassfiberfilter med diameter 47 mm. Thermaks 4115 varmeskap, Naber Multitherm N11/R glødeovn, Sartorius R 200 D vekt.			
Måleusikkerhet:			
7 målinger av STS og 6 målinger av SGR i en cellulose/kaolin blanding med forventet verdi 50.5 og 21.9 mg/l, ga middelvei og standard avvik på 49.6 og 1.9 mg/l for STS, og 21.0 og 2.7 mg/l for SGR.			
Referanser:			
NS 4733. Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest. 1983, 2. utgave.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 1-1	Fosfat	µg/l P	PO4-P
Tittel:			
Bestemmelse av fosfat med Skalar Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av fosfat i naturlig ferskvann og sjøvann. Den maksimale fosforkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortynning er 500 µg/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l P. Silisium og arsen kan interferere, men ved de betingelser som brukes her interfererer ikke SiO ₂ lavere enn 5 mg/l.			
Prinsipp:			
I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0,1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdige antimon til en gulfarget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. Metoden utføres automatisert med autoanalysator.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
43 målinger av en syntetisk fosfatløsning med konsentrasjon 4 µg/l ga som middelvei 4,03 µg/l og standardavvik 0,14 µg/l. Tilsvarende for 41 målinger av 40 µg/l ga 40,0 og 0,41 µg/l, og 42 målinger av 400 µg/l ga 400,2 og 2,7 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard NS 4724. Bestemmelse av fosfat. 2. Utg. 1984. Modifisert ved at metoden er automatisert.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 2-1	Totalfosfor	µg/l P	Tot-P/L
Tittel:			
Bestemmelse av totalfosfor i ferskvann og sjøvann med Skalar Autoanalysator etter oppslutning med peroksidisulfat.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av totalfosfor i naturlig ferskvann og sjøvann med Skalar autoanalysator, og er ikke egnet for avløpsvann med høyt innhold av organisk materiale. Den maksimale fosforkonsentrasjon som bestemmes uten fortykning er 500 µg/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l P.			
Prinsipp:			
Komplekse, uorganiske fosfater og organisk bundet fosfor omdannes til ortofosfat ved oppslutning med peroksidisulfat i surt miljø. Oppslutningen skjer ved koking i lukket teflon-beholder i autoklav. I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0.1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en guldfarget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. For prøver med høyt innhold av organisk stoff må en kraftigere oksidasjonsmetode benyttes. Interferens fra fritt klor elimineres av askorbinsyren under den fargefrem-kallende reaksjon.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
20 målinger av en kaliumhydrogenfosfatløsning med konsentrasjon 4,85 µg/l ga middelverdi 4,76 µg/l og standardavvik 0,17 µg/l. Tilsvarende for 20 målinger av 48,5 µg/l ga 48,6 og 0,62 µg/l, og 19 målinger av 485 µg/l ga 487,6 og 2, µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4725. Bestemmelse av totalfosfor – Oppslutning med peroksidisulfat. 3. Utg. 1984. Modifisert ved at bestemmelsestrinnet er automatisert.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 3	Nitrat + nitritt-nitrogen	µg/l N	NO3-N
Tittel:			
Bestemmelse av nitritt + nitrat med Skalar Autoanalysator i ferskvann, sjøvann og renset avløpsvann.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av summen av nitrat- og nitritt-nitrogen i naturlig ferskvann og sjøvann, samt i renset avløpsvann. Metoden er ikke egnet for direkte bestemmelse i avløpsvann med høyt innhold av metaller eller organisk materiale. Avløpsvann som inneholder partikulært materiale må filtreres før analyse. Metoden er tilpasset syrekonserverte prøver. Den maksimale nitrogenkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortykning av prøven er 1200 µg/l, og nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l.			
Prinsipp:			
Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for systemer der det anvendes luftsegmentering. Nitrat reduseres av kobberbelagt kadmium til nitritt i en bufret løsning der pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)-etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 540 nm.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
Området 1 – 150 µg/l: 44 målinger av en kaliumnitratløsning 5 µg/l N ga middelverdien 5,6 µg/l og standardavviket 1,0 µg/l. 43 målinger av 50µg/l ga tilsvarende 49,7 og 1,3 µg/l. For området 5 – 1200 µg/l: 45 målinger av 5 µg/l ga 4,8 og 1,1 µg/l, 43 målinger av 50 µg/l ga 49,2 og 1,7 µg/l, og 42 målinger av 1000 µg/l ga 1013 og 16 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4745. Bestemmelse av summen av nitritt- og nitratnitrogen. 2. Utg, 1991. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 5-1	Ammonium-nitrogen	µg/l	NH4-N, NH4-N-Sj
Tittel:			
Bestemmelse av ammonium-nitrogen med Technicon Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Denne metoden gjelder for bestemmelse av ammonium-nitrogen i ferskvann og sjøvann. Minste bestembare konsentrasjon er 5 µg/l. Høyeste konsentrasjon for direkte bestemmelse er 500 µg/l i ferskvann og 250 µg/l for sjøvann. Ved å bruke en 1:10 fortykning kan man analysere opp til 5000 µg/l. Prøver med høyere ammoniuminnhold, forurensede prøver og sulfidholdig sjøvann analyseres med ammonium elektrode.			
Prinsipp:			
Ammonium reagerer i svakt alkalisk løsning (pH 10.8 til 11.4) med hypokloritt under dannelse av monokloramin, som i nærvær av fenol og overskudd av hypokloritt gir en blåfarget forbindelse, indofenolblått. Absorbansen til denne forbindelsen måles ved bølge-lengden 630 nm. Reaksjonen blir katalysert av pentacyanonitrosylferrat (nitroprussid).			
Instrument(er):			
Technicon Autoanalysator II med ammoniumkasett og Sampletron prøveveksler.			
Måleusikkerhet:			
43 målinger av en ammoniumsulfatløsning med konsentrasjon 200 µg/l N i ferskvann ga middelvei 199,8 µg/l og standardavvik 1,9 µg/l. Tilsvarende for en 200 µg/l løsning i sjøvann ga 42 målinger 201,0 og 5,0 µg/l N.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4746. Vannundersøkelse. Bestemmelse av ammonium-nitrogen. 1. utg. 1975. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 6-1	Totalnitrogen	µg/l N	Tot-N/L
Tittel:			
Bestemmelse av nitrogen i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksidisulfat, sluttbestemmelse med Skalar Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogeninnhold i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksidisulfat. Metoden er tilpasset syrekonserverte prøver. Den maksimale nitrogenkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortykning av prøven er 1500 µg/l, og nedre bestemmelsesgrense settes da til 10 µg/l. Prøvene fortynnes maksimalt 1:4. Prøver med høyere nitrogeninnhold sendes til bestemmelse av TOT-N/H.			
Prinsipp:			
Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for analysesystemer der det anvendes luftsegmentering. Organiske og uorganiske nitrogenforbindelser oksideres til nitrat ved oppslutning med kaliumperoksidisulfat i alkalisk miljø. Nitrat bestemmes som nitritt etter reduksjon i en kobberbelagt kadmiumkolonne i en bufret løsning med pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2.0) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølglengden 540 nm.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
45 målinger av en kaliumnitratløsning med konsentrasjon 400 µg/l ga middelveidien 405 µg/l og standardavviket 7,9 µg/l. 45 målinger av en EDTA-løsning med 400 µg/l N ga tilsvarende 405 og 7,2 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4743. Vannundersøkelse – Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksidisulfat.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
G 4 - 2	Totalt organisk karbon	mg/l	TOC
Tittel:			
Bestemmelse av totalt organisk karbon med peroksidisulfat / UV metoden.			
Anvendelsesområde:			
Totalt organisk karbon i ferskvann uten partikler, eventuelt filtreres med GF/F-filter, gir løst organisk karbon, DOC (dissolved organic carbon). Under analysen gjennomobiles prøven, og flyktige organiske forbindelser drives også ut sammen med uorganisk CO ₂ , slik at det er ikke-flyktig organisk karbon som bestemmes, NPOC (non-purgeable organic carbon). Metoden er mindre egnet til å oksidere partikulært materiale. Området for direkte bestemmelse er 0,1 - 20 mg/l C. 20 – 50 mg/l fortynnes. Deteksjonsgrensen er 0.10 mg/l C.			
Prinsipp:			
Prøven surgjøres med fosforsyre og gjennomobiles med oksygen for å fjerne uorganisk karbon. OBS! Flyktig organisk karbon blir også fjernet ved denne behandlingen! Den gjennomobilete prøven tilsettes en løsning av natriumperoksydisulfat, og UV-bestråles. Organiske karbonforbindelser oksideres til CO ₂ , som blir kvantitativt målt med en IR-detektor.			
Instrument(er):			
Phoenix 8000 TOC-TC analysator med prøvekarusell STS 8000.			
Måleusikkerhet:			
23 målinger av en kaliumhydrogenftalatløsning med konsentrasjon 0.5 mg/l ga middelerdi 0.49 mg/l og standardavvik 0.025mg/l. Tilsvarende for 30 målinger av 5.0 mg/l ga 4.89 og 0.069 mg/l.			
Referanser:			
Wet Chemical Oxidation IR-detection (EPA godkjent metode nr. 415.1 - STANDARD). Standard Methods 5310C, ASTM D 4779 og D 4839.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
G 6	Totalt karbon og nitrogen	mg/l	TC/F, TN/F, TOC/F
Tittel:			
Bestemmelse av karbon og nitrogen i fast stoff med Carlo Erba elementanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser : 0.1% nitrogen - 1.0 µ g/mg N, 0.1% karbon - 1.0 µ g/mg C.			
Prinsipp:			
Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N ₂ -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N ₂ - og CO ₂ -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.			
Instrument(er):			
Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.			
Måleusikkerhet:			
84 målinger av sulfanilamid med teoretisk verdi 41.84 % C ga middelerdi 41.66 % og standardavvik 0.22 % C. For nitrogen er teoretisk verdi 16.27 %, og 84 målinger ga her 16.37 og 0.36 % N.			
Referanser:			
CARLO ERBA STRUMENTAZIONE, ELEMENTAL ANALYZER 1106. Instruction manual. APPLICATION LAB REPORTS, Elemental analysis lab, Carlo Erba. January 1987.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
H 1-1	Klorofyll a	µg/l	KL/S
Tittel:			
Spektrofotometrisk bestemmelse av klorofyll a i metanolekstrakt.			
Anvendelsesområde:			
Klorofyll-a kan brukes som et indirekte mål for algebiomassen, men man må være oppmerksom på at algenes innhold av klorofyll-a varierer avhengig av lys, temperatur, næringsforhold etc. Metoden kan anvendes både for ferskvann og sjøvann. Fremgangsmåten forutsetter filtrering av inntil 2,5 liter vann avhengig av algekonsentrasjonen i vannet. Den minste klorofyllmengden som kan bestemmes ved bruk av f.eks. 1 liter vann, 5 cm kyvetter og 5 ml ekstraktvolum er ca. 0,25 µg/l.			
Prinsipp:			
Denne metoden beskriver en spektrofotometrisk metode for bestemmelse av klorofyll-a i 100 % metanol, og er basert på metoden foreslått av Richard & Thompson (1952) med modifikasjoner foreslått av Marker et.al. (1980). Det korrigeres ikke for klorofyll b, c og nedbrytningsprodukter (phaeopigmenter). Denne metoden avviker noe fra Norsk Standard (NS 4767) idet tørkingen av filterne etter filtrering er sløyfet i denne metoden. Klorofyllet ekstraheres med metanol, og ekstraktets absorbans måles ved absorpsjonsmaksimum, som normalt (ikke nedbrutt) er ved bølgelengden 665 ± 1 nm. Korreksjon for turbiditet i ekstraktet gjøres ved å trekke fra absorbansen ved 750 nm hvor klorofyll har lav absorbans.			
Instrument(er):			
Perkin-Elmer Lambda 40 spektrofotometer med 50 mm kyvetter av optisk spesialglass.			
Måleusikkerhet:			
10 dobbeltanalyser av tre ulike prøver ga følgende middelerverdier og standardavvik: Maridalsvannet 2.2 og 0.09 µg/l, Gjersjøen 9.5 og 0.25 µg/l, og Helgetjern 91 og 3.6 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4767 Vannundersøkelse. Bestemmelse av klorofyll-a, spektrofotometrisk måling i metanolekstrakt.			