



Høgskolen i Telemark

Cyanobakterier og vannkvalitet i Åsrumvannet 2009. Toksinanalyser og genetiske studier



foto:eiendomsmegler1.no

**Truls Sjølyst Lunde
Espen Koch**

Masteroppgave, natur, helse og miljøvern.



**Avdeling for allmennvitenskapelige fag
Hallvard Eikas plass, 3800 Bø**

Forord

Masteroppgaven er en del av masterstudiet i Natur-, helse- og miljøvern, ved Høgskolen i Telemark, Bø. Oppgaven tilsvarer 2x 60 studiepoeng. Feltarbeidet og det praktiske laboratoriearbeidet foregikk i perioden fra april 2009 og frem til jul 2009, deretter kom teorien på plass. Det hele avsluttes juni 2010.

Veileder under oppgaven har vært Synne Kleiven, 1. amanuensis i limnologi, ved Høgskolen i Telemark, Bø. Først vil vi takke henne, som veileder, mentor og for hennes faglige tyngde, dyktighet og tålmodighet med to litt vimsete gutter.

Vi vil takke Larvik kommune ved Miljøinspektør Hans Christian Nygård for bidrag til oppgaven, både faglig og økonomisk.

Andre bidragsyttere som vi vil takke er Bjørn Steen, senioringeniør, ved INHM- laboratoriet, som har hjulpet til med vannanalysene (og har også vist seg veldig tålmodig).

Laboratorieingeniør Karin B. Li for oppfølging og veiledning på laboratoriet, og 1. amanuensis Mona Sæbø for veiledning ved de genetiske analysene.

Planen var å finne en innsjø som var lite undersøkt i våre "nærområder" og utføre en grundig undersøkelse av cyanobakterier (Cyanophyceae), vannkvalitet, fauna og eventuell forurensing. Etter kontakt med Larvik kommune, som ønsket at vi skulle studere Åsrumvannet, et populært bade- og friluftsområde i Larvik kommune, var dette et lett valg å gå videre med. Vi fant mye interessant, noe overraskende resultater og noe bra for omgivelsene.

Skien / Larvik

Espen Koch og Truls Sjølyst Lunde

Sammendrag

Målsetningen for oppgaven var å kartlegge vannkvalitet og forekomst og toksisitet av cyanobakterier i Åsrumvannet 2009. Etter forslag fra Larvik kommune ble Åsrumvannet valgt da det var gjort lite eller ingen undersøkelser av dette vannet de siste åra.

Åsrumvannet ligger i Vestfold fylke og ca 3 km øst for Kvelde og ca 15 km nord for Larvik. Åsrumvannet ligger 23 meter over havet og har et største dyp på 17 meter. Overflaten på vannet er 1,15 km² og vannvolumet er på 0,011 km³. I området rundt innsjøen er det mye syenitt og titanrik syenittberggrunn. Syenitt er en middels sur bergart, som kan bidra til å minke pH-verdiene i innsjøen. Innsjøen har et innløp fra Hageneselva som starter i Goksjø i Sandefjord. Utløpet ligger i sydenden og ender i Numedalslågen.

Feltarbeidet foregikk i perioden 28. april til 5. oktober 2009. Det var 5 stasjoner og en av disse var med dybdeprofil på 5 ulike dyp (0 – 14 m). Det ble tatt prøver på 10 datoer fordelt over perioden, med 1 prøvetaking i månedene april, mai, september og oktober. I juni, juli og august ble det tatt prøver to ganger per måned.

Siktedypet i Åsrumvannet varierer i løpet av sesongen mellom tilstandsklasse nokså dårlig og mindre god. Gjennomsnitts-siktedyp er på 3,2 meter og er dermed innenfor tilstandsklasse nokså dårlig (2-4 m). Egenfargen er gulbrun på alle datoene bortsett fra 14.9, hvor den er brun. Gulbrun farge indikerer en typisk humusinnsjø. pH-verdiene svinger rundt pH 7 under sesongen, med lavest verdi i april (pH 6,2 - 6,6) og høyest i juli (pH 7,1 – 7,5).

Ledningsevnen i Åsrumvannet er på 6,5 mS/m i sesongmiddelverdi. Dette er en del høyere enn 3,5 mS/m som er vanlig i Norge i innsjøer som ikke er påvirket direkte av sjøvann. Marine leire og kalkrike bergarter i området kan forklare dette. Oksygenmengden i innsjøen er generelt lav, med lavest verdi i oktober på stasjon 2 med 32 % i overflaten. Dette er innenfor tilstandsklasse mindre god (30 - 50 %). Total organisk karbon er i gjennomsnitt 6 mg/L, som betyr at Åsrumvannet er et humøst vann. N/P forholdet er i gjennomsnitt på 31, det betyr at i Åsrumvannet vil det være fosfor som vil være den begrensende faktoren. På slutten av prøvetakingsperioden er N/P forholdet 18, da vil trolig nitrogen være den begrensende faktoren. Cyanobakterier, spesielt nitrogenfikserende, vil da ha en konkurransemessig fordel. Biomassen av planteplankton i Åsrumvannet varierer fra 430 mm³/m³ til 8870 mm³/m³. Dette betyr at Åsrumvannet er en poly-eutrofisk innsjø med hensyn på planteplankton. Åsrumvannet viser stor variasjon i planteplankton sammensetning innen gruppene gullalger,

kiselalger, fureflagellater og cyanobakterier. Til sammen skaper disse et rikt planteplanktonsamfunn i Åsrumvannet. Det ble funnet store mengder cyanobakterier i innsjøen, spesielt *Snowella lacustris*, *Anabaena lemmermannii* og *Woronichinia naegeliana* var dominerende. De genetiske undersøkelsene påviste cyanobakterier i alle prøvene fra 18. juni til 5. oktober. Det ble også påvist gen for microcystinproduksjon på flere av datoene (22.7, 5.8, 14.9 og 5.10). Toksinforekomsten i vannet ble undersøkt ved hjelp av ELISA, disse viste positive prøver både på microcystin og saksitoksin. De positive prøvene var fra 14.9, i tillegg til ekstraprøvene som ga høyest verdier (prøve A, B, C, D og E for microcystin og A, B og C for saksitoksin). Disse prøvene var fra oppsamlinger av cyanobakterier langs strandkanten.

Vannkvaliteten i Åsrumvannet er påvirket av menneskelig aktivitet som bl.a. er viktig for innhold av næringsstoffer og organisk materiale i vannet. Ut i fra SFT's veileder er Åsrumvannet godt egnet til bading og rekreasjon. På grunn av positive prøver for både microcystin og saksitoksin burde det informeres om giftproblematikken til brukere av vannet. Disse toksinene kan forekomme i rester fra cyanobakterier som samler seg langs stranden ved Meløstranda camping.

Klassifisering av miljøtilstand i Åsrumvannet viser en god økologisk tilstand i vannet.

Summary

The aim of the investigation was to identify cyanobacteria and water quality in addition to toxic analyses and genetic studies of cyanobacteria in Lake Åsrum 2009. At the proposal of the municipality of Larvik L. Åsrum was chosen because there were few investigations in recent years in and around this lake.

L. Åsrum is located in Vestfold County, approximately 3 km east of Kvelde and about 15 km north of Larvik. L. Åsrum is located 23 meters above sea level and has a depth of 17 meters. The lake surface is 1,15 km² and the water volume is 0,011 km³. In the area around the lake the bedrock is dominated by syenite and titaniumrich syenite. Syenite is a medium acid rock, which can contribute to decreasing pH values in the lake. The lake has an inlet from the river Hagenes which originates in Goksjø in Sandefjord. The outlet is located in the south and ends up in Numedalslågen.

This master thesis presents the results from sampling and measurements performed in the period from 28. th of April until 5. th of October 2009. There were five stations including one depth profile of five different depths (0 - 14 m). The samples were taken on 10 dates spread over the sampling period, one sample each month in April, May, September and October and two samples a month in June, July and August.

Secchi depth in L. Åsrum varies during the season between rather poor and less good conditions. The average secchi depth is 3,2 meters and is thus within the class rather poor (2-4 m). Lake color is yellow-brown on all dates except 14.9, where it is brown. Yellow-brown color indicates a typical humic lake. pH value varies around pH 7 during the season, with the lowest value in April (pH 6,2 - 6,6) and the highest in July (pH 7,1 - 7,5). Conductivity of L. Åsrum is 6,5 mS/m in seasonal average. This is somewhat higher than 3,5 mS/m which is common in Norway in lakes that are not directly affected by sea water. Marine clay and calcareous rocks in the area may explain this. The oxygen saturation in the lake is low, with the lowest value in October at Station 2 with 32% saturation in the surface. This classifies the lake as less good condition (30 - 50 %) concerning oxygen. Total organic carbon values are on average 6 mg/L. This classifies L. Åsrum as a humic lake. The N/P ratio is in average 31, which means that in L. Åsrum phosphorus will be the limiting factor. At the end of the season the N/P ratio is 18, and then probably nitrogen will be the limiting factor. Then there will be favorable conditions for cyanobacteria, which are able to fix nitrogen. The biomass of

phytoplankton in L. Åsrum varies from 430 mm³/m³ to 8870 mm³/m³. This means L. Åsrum is polyeutrophic considering phytoplankton volume. L. Åsrum shows large variation in phytoplankton composition through the year within the groups golden algae, diatoms, cyanobacteria and dinoflagellata. Together they create a rich phytoplankton community in L. Åsrum. There were large quantities of cyanobacteria in the lake, especially *Snowella lacustris*, *Anabaena lemmermannii* and *Woronichinia naegeliana* was dominant. The genetic studies showed cyanobacteria in all samples from 18. th of June to 5.th of October. It was also discovered gene for microcystin production on several dates (22.7, 5.8, 14.9 and 5.10). The amount of toxins was examined using ELISA tests, these tests showed positive results for both microcystin and saxitoxin. The positive samples were from 14.9, as well as the samples from the shore line. The samples that gave the highest values were the shore line samples (samples A, B, C, D and E for microcystins and A, B and C for saxitoxin) which were from accumulations of cyanobacteria at the southern part of the lake.

The water quality in L. Åsrum is affected by human activities, which may affect the nutrients and organic matter content in the lake. According to SFT's water quality criteria L. Åsrum is well suited for swimming and recreation. But because of the positive samples for microcystins and saxitoxins, the users of the lake should be informed about the toxicity problems. These toxins can be present in residues of cyanobacteria that accumulate along the beach at Meløstranda camping.

According to the classification parameters L. Åsrum is of good ecological status.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag.....	3
Summary	5
1. Innledning.....	9
2. Områdebeskrivelse	12
2.1 Beliggenhet.....	12
2.2 Berggrunn.....	17
2.3 Vegetasjon og arealbruk.....	17
2.4 Nedbør – og temperaturforhold.....	18
3. Materiale og metoder	18
3.1 Prøvetaking og lagring	18
3.2 Analysemetoder.....	21
3.2.1 Fysiske/Kjemiske analyser.....	21
3.2.2 Kvalitativ planteplanktonanalyse	23
3.2.3 Kvantitativ planteplanktonanalyse	24
3.2.4 Toksinanalyse.....	24
3.2.5 Genetiske analyser.....	24
3.3 Klassifisering.....	25
3.4 Feilkilder	27
4. Resultater og diskusjon	29
4.1 Temperatur	29
4.2 Siktedyp.....	30
4.3 Egenfarge	31
4.4 pH.....	32
4.5 Ledningsevne	33
4.6 Alkalitet.....	34
4.7 Oksygen.....	35
4.8 Fargetall.....	37
4.9 Total organisk karbon.....	38
4.10 Total N.....	39
4.11 Nitrat – NO_3^-	41
4.12 Ammonium – NH_4^+	43
4.13 Total P	44
4.14 Fosfat – PO_4^{3-}	47
4.15 N/P forhold.....	49
4.16 Ioner/Saltinnhold.....	50

4.16.1 Kalsium	50
4.16.2 Magnesium	51
4.16.3 Natrium og kalium	51
4.16.4 Jern og mangan.....	52
4.16.5 Sulfat – SO ₄ ²⁻	53
4.16.6 Klorid (Cl ⁻)	55
4.17 Klorofyll a	56
4.18 Kvalitativ planteplanktonanalyse	57
4.19 Kvantitativ planteplanktonanalyse	60
4.20 Toksinanalyser	63
4.20.1 Microcystin.....	63
4.20.2 Saksitoksin	64
4.20.3 Eksponering for toksiner fra cyanobakterier	65
4.21 Genetisk analyse.....	65
4.22 Klassifisering.....	68
5. Konklusjon	70
6. Litteraturliste	71
Vedlegg	79

1. Innledning

Fossiler av de første bakteriene er datert til 3,5 milliarder år gamle. Cyanobakterier er funnet i stromatolitter og finnes i dag blant annet i Australia. Stromatolitter er døde cyanobakterier som ble fossilisert av kalsiumkarbonat og andre mineraler fra vannet i nærheten (Wallace m fl. 1996, Campbell m fl. 2008).

Cyanobakterier er fascinerende organismer blant annet fordi de er hovedgrunnen til at det finnes komplekst liv på jorden i dag. De var de første organismene til å produsere oksygen ved hjelp av en viktig prosess, nemlig fotosyntese. Dette skjedde for ca 2,5 milliarder år siden, da cyanobakterier i fellesskap med andre bakteriekolonier dannet stromatolittene (Campbell m fl. 2008). Disse bakteriene er også i stand til å produsere ulike giftstoffer blant annet levergifter innen microcystiner, i tillegg til anatoksiner som er en gruppe nervegifter.

Cyanobakterier kan danne store oppblomstringer, dette fenomenet blir kalt vannblomst og kan farge hele eller deler av en innsjø grønn. Det kan også være andre farger avhengig av hvilken art som dominerer, men i Norge så er det grønt som er vanligst (fhi.no). Noe av det som gjør cyanobakterier til en så dominerende organismegruppe over hele verden er dens evne til å tilpasse seg ulike miljøforhold. De utnytter sollyset effektivt og kan utføre fotosyntese ved lave lysintensiteter. Videre kan disse bakteriene overleve ved ekstreme temperaturer.

Bakteriene har egne mekanismer for å holde seg på en optimal høyde i vannmassene, slik at de best får tatt opp sollyset. Disse bakteriene utgjør en helserisiko i mange innsjøer og havområder rundt om i verden, fordi de kan produsere og frigjøre ulike typer av toksiner (Sige 2005).

Fra 1978 til 1998 ble det i Sør Norge registrert 40 vann som hadde cyanobakterier som produserte levertoksiner. De dominerende slektene i disse vannene var *Anabaena*, *Microcystis* og *Planktothrix*. Disse tre er også slektene som dominerer som levertoksinproduserende cyanobakterier i Norge. Totalt sett er det ulike *Anabaena* arter som dominerer når det gjelder både levertoksiner og nervetoksiner her til lands (fhi.no).

Det er foretatt få undersøkelser på cyanobakterier i Åsrumvannet. Denne oppgaven vil derfor prøve å vise at det finnes cyanobakterier i Åsrumvannet og om disse periodevis er toksinproduserende. Dette skulle undersøkes på flere måter, blant annet ved hjelp av ELISA teknikk og genetiske undersøkelser, med hensyn på microcystin og saksitoksin. Noe som det

har vært forsket relativt lite på i Norge er forekomsten av nervegifter i ferskvann. Forekomst av ulike planteplanktonarter og variasjon i biomasse under året vil også bli undersøkt. Klassifisering av miljøtilstand i innsjøen vil bli gjennomført i henhold til klassifisering av miljøtilstand i vann, veileder 01:2009 av Direktoratets gruppa Vanndirektivet 2009.

Åsrumvannet blir i dag hovedsakelig benyttet som rekreasjonsområde, blant annet er det en campingplass og mye bebyggelse i området. Vannet har likevel ikke vært grunnlag for større undersøkelser i forhold til forurensning og algeoppblomstring.

Tidligere undersøkelser og dagens situasjon

Det er ikke utført noen undersøkelser de siste 20 år i Åsrumvannet og ingen i Larvik kommune har hatt noen klar formening i forkant hva som kunne forventes når det gjelder miljøtilstand i vannet (Nygaard, pers medd 2009). Dagens bruk av Åsrumvannet er flerfoldig. Vannet brukes primært i sommerhalvåret til bading og rekreasjon fra tiliggende bebyggelse. Det finnes en egen strand i tilknytning til Meløstranda camping, men også hytter i området langs vannet har egne badeplasser. Vannet er kjent i lokalområdet som et av de vannene i Vestfold som raskest varmes opp og gir meget behagelige badetemperaturer utover sommeren. I tillegg til badeaktiviteter drives noe sportsfiske og matauk. Vannet har etter sigende en bestand av abbor (*Perca fluviatilis*), sik (*Coregonus lavaretus*) og gjedde (*Esox lucius*). En liten bestand av ørret (*Salmo trutta*) og en bestand av laks (*Salmo salar*) svømmer gjennom vannet på vei til gyteplasser i Hageneselva på høsten (Nilsson 1979, Dirnat.no). Disse er ikke stedbundne til vannet.

Larvik kommune har tidligere hatt problemer oppblomstring av cyanobakterier i to andre store vann i kommunen, Farris- og Hallevannet. Disse ligger langt fra Åsrumvannet og det er derfor liten eller ingen mulighet for påvirkning fra hverandre. Ved mye nedbør oppover Numedalen og i området ellers, kan Numedalslågen "slå tilbake" og fylle Åsrumvannet over sine bredder. Det har nok mye å si for næringsinnholdet, artssammensetning, biomasse og tilvekst i Åsrumvannet, når disse tilbakeslagene og flommene skjer.

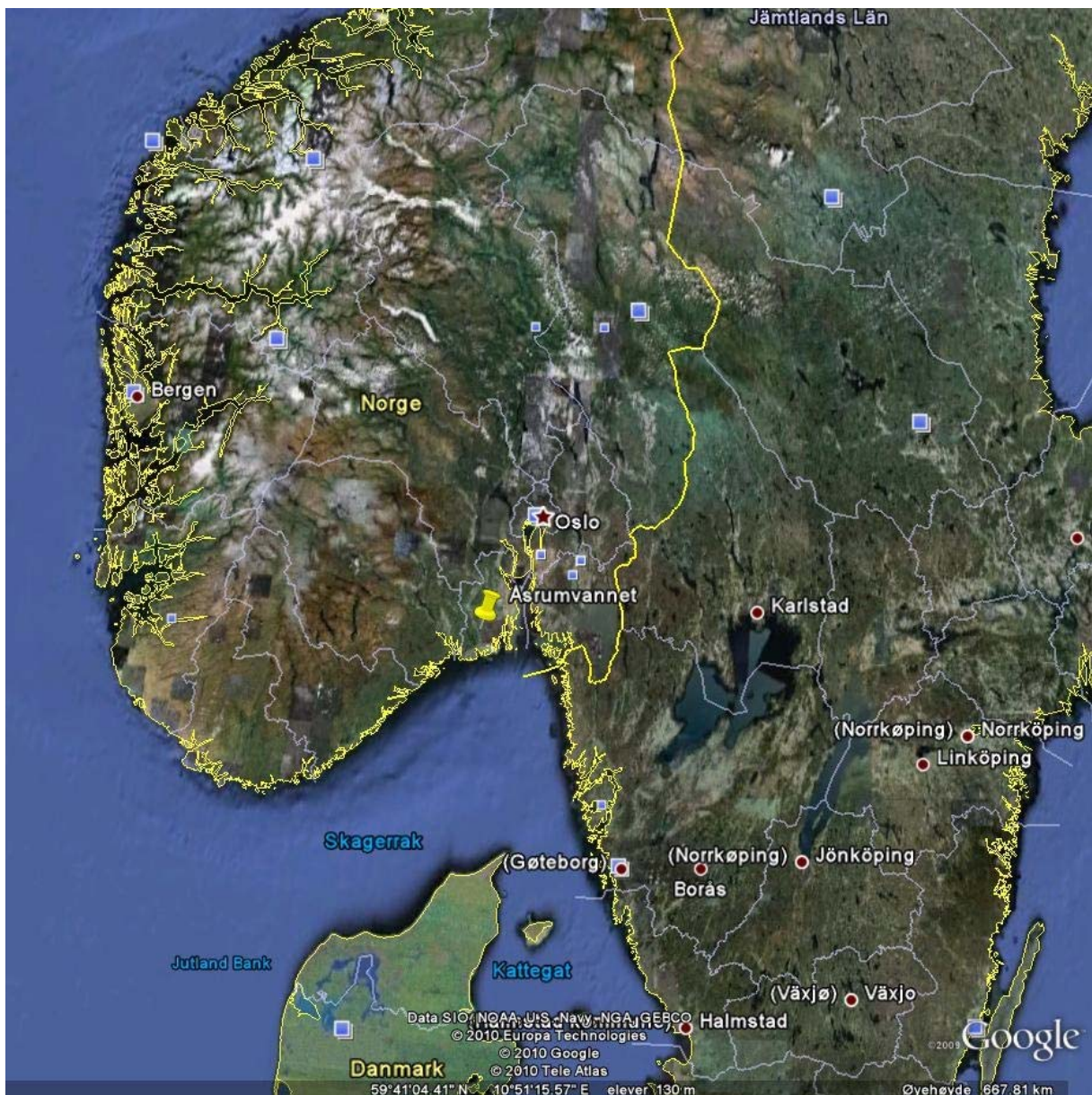
NIVA - Norsk Institutt for Vannforskning, NVH – Norges Veterinærhøgskole og FHI - Folkehelseinstituttet har foretatt undersøkelser, for å vurdere vannkvalitet i 40 vann i Sør Norge i perioden 1978 - 1998 i forhold til sikkerheten for mennesker og dyr. Innsjøene hadde regelmessige oppblomstringer av toksinproduserende cyanobakterier. Resultatene av denne undersøkelsen, som NIVA utførte i Åsrumvannet sommeren 1988, finnes på vann-nett.no. Det

er fire prøvetakingsdager i 1988 som er gjengitt, som en del av en landsomfattende trofiundersøkelse på det tidspunktet. Vedlegg 1 viser resultat fra undersøkelser utført av NIVA i 1988 i Åsrumvannet. Stedsangivelse er ikke nøyaktig definert, kun dybde 0 – 10 m. Siden den gang har det ikke vært noen oppfølging eller nyere undersøkelser av Åsrumvannet. Man kan anta at forholdene har endret seg mye på den siste tiden, især pga rapportene om økende oppblomstringer de senere år fra grunneier Johan Olaf Melø. Det eksisterer et samarbeidsorgan for kommunene i Numedalen og Numedalslågen kalt Den Grønne Dalen, som rapporterer prøver seg imellom (Samarbeidsorganet for Numedalen og Numedalslågen 2008). Larvik kommune er pålagt å ta målinger i alle sidevassdrag til Numedalslågen innen sitt areal. Grønn Dal - samarbeidet fungerer bra, og bortsett fra Åsrum / Goksjø, så har Larvik kommune veldig god oversikt over utslipp til øvrige sidevassdrag, og direkte utslipp til Lågen (Nygaard, pers medd 2010). Vedlegg 2 viser resultater av undersøkelser av fosforkonsentrasjon, tilgjengelighet og bakterieinnhold i utløpselva fra Åsrumvannet og ut i Numedalslågen fra 2006 og 2007. Undersøkelsene er en del av arbeidet med gjennomføring av forskrift om rammer for vannforvaltningen (<http://ec.europa.eu>). For Numedalslågen er fristen at miljømålene for vassdraget skal være nådd innen 2015, med en ytterligere frist 2021, dersom det er noe som er svært vanskelig eller svært kostbart å gjennomføre. Hele prosjektet mht. EUs vanndirektiv skal være gjennomført innen 2029. Pr. dags dato er det bare sporadisk kontakt mot de andre kommunene med nedbørfelt til Åsrumvannet. I dag gjøres det ingen tiltak i Goksjøvassdraget for å bedre vannkvaliteten ut over de ordinære miljøtiltakene i jordbruket. Det vil si noen grasdekte vannveier, redusert jordarbeiding og noen fangdammer. Sandefjord kommune planlegger å gi pålegg om utbedring av spredte avløp med dårlig rensing. Øvrige kommuner har ingen planer om tiltak på avløpssektoren (Simonsen, pers medd 2010). I Åsrumområdet finnes også et slamdeponi, som tar i mot restavfall fra produksjon av Omega-3, hjertemedisiner og lignende produkter hvor basis er fiskeolje – tran. Fra dette anlegget uttrykker Larvik kommune ved miljøvernssjefen bekymring for avrenning til Numedalslågen, da ”Grunnvannspeilet fluktuierer med vannstanden i Lågen, og i flomperioder kan umettet sone under lagunene være kritisk liten” (Østlands – Posten 2008). For Åsrumvannet har dette mindre å si, men luktproblemer kan forekomme og det er uvisst om det også kan bli tilbakeslag ved store flomperioder.

2. Områdebeskrivelse

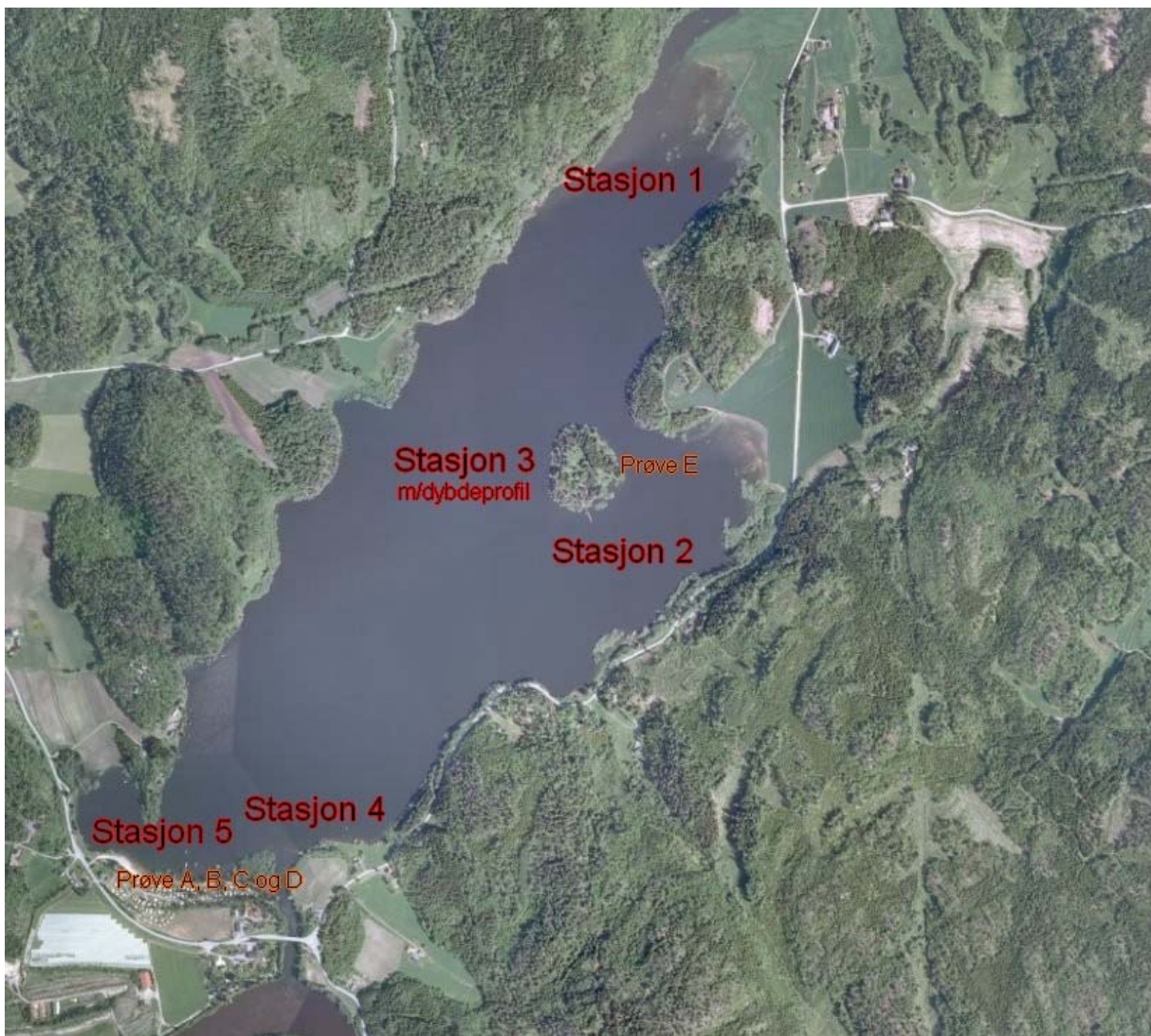
2.1 Beliggenhet

Åsumvannet befinner seg i Sør – Norge, Vestfold fylke, Larvik kommune (fig 2). Det er den tredje største innsjøen i Larvik kommune, og er en del av Goksjøvassdraget, som starter opp i nabokommunen Sandefjord. Norge er inndelt i ulike naturgeografiske regioner, som er et fellesnordisk system (Økland og Økland 1998). Vannet ligger i boreo – nemoral sone ifølge dette systemet.



Figur 2. Åsumvannet i Vestfold fylke markert med gul teggstift (googleearth.com).

Figur 3 viser Åsrumvannet i Larvik kommune og plassering av de 5 målestasjonene. Stasjon 1 ligger i nordenden av vannet som også er rett ved innløpet til vannet. Innløpselven heter Hageneselva og kommer fra Goksjø. Stasjon 2 ligger i et grunt område øst i vannet. Stasjon 3 er ved vannets dypeste punkt og her ble det tatt en dybdeprofil. Innløpsbekken fra Allumtjern befinner seg på vestsiden av stasjon 3. Stasjon 4 ligger ved vannets utløp, som munner ut i en 350 m lang elv, som ender i Numedalslågen. Stasjon 5 ligger ved vannets sydspiss og her ligger en campingplass, med en populær badeplass. Både campingturistene og fastboende i området som benytter seg av badeplassen i sommerhalvåret.



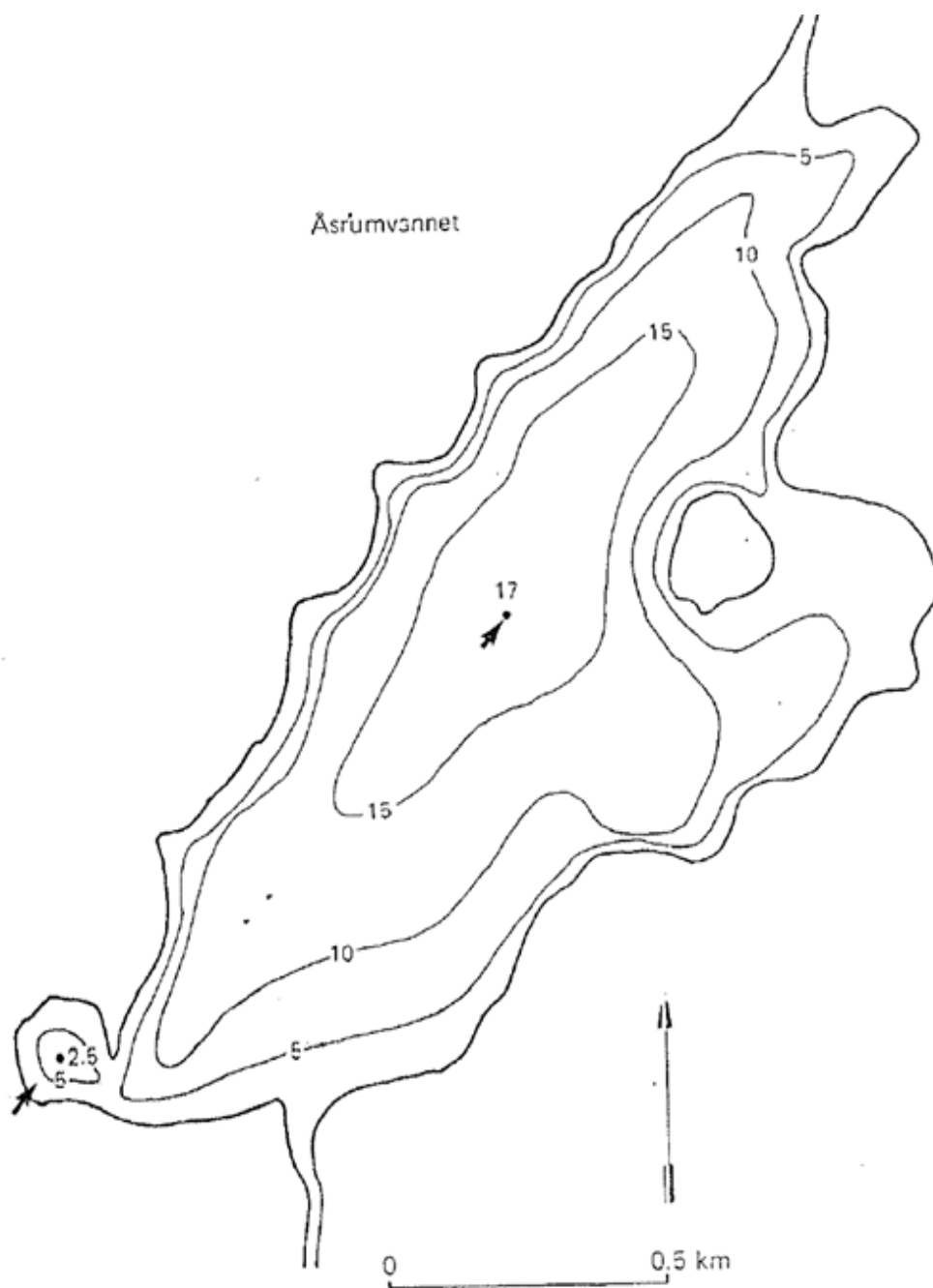
Figur 3. Åsrumvannet med prøvestasjonene markert inn (<http://www.gulesider.no/kart/>).

Vannadministrative data for Åsrumvannet vises i tabell 3 (Berge 1988, vann-nett.no).

Tabell 3. Vannadministrative, morfometriske og hydrologiske data fra Åsrumvannet (Berge 1988, vann-nett.no)

Vannlokasjonskode:	015-38225
Vassdragsområde:	015
Innsjøvannforekomster:	015-377L
Kommune nr:	0709
Innsjø:	377
Vannområde:	5102-03
Latitude / longitude:	59.164°/10.058°
Areal nedbørfelt:	246 km ²
Areal innsjø:	1,15 km ²
Høyde over havet	23 m
Midlere dyp:	9,6 m
Største dyp:	17 m
Volum:	11 x 10 ⁶ m ³
Årlig avløp:	173 x 10 ⁶ m ³
Teoretisk oppholdstid:	0,064 år

Dybdekartet for Åsrumvannet viser at Åsrumvannet er en forholdsvis grunn innsjø, der mesteparten av vannet har dybde < 15 m, og det dypeste punktet er 17 m (fig 4).



Figur 4. Dybdekart for Åsrumvannet (Berge 1988).

Bildet på neste side (fig 5) er tatt 25.8 2009, ved stranda på Meløstranda camping og viser oppsamlinger av cyanobakterier i vannkanten. Prøve D ble tatt denne dagen.

Utenom de ordinære prøvene våre ble det tatt noen ekstra prøver fordi det ble observert oppsamlinger av cyanobakterier. Ekstraprøve A, B, C og D ble tatt ved stranda på Meløstranda camping (fig 3).



Figur 5. Oppsamlinger av cyanobakterier langs strandkanten av Åsrumvannet 25.8.2009 (foto: T. Lunde).

Prøve A, B og C er tatt ved samme sted den 3.9 2009 og prøve D fra 25.8.2009.

Også i den stille bukten mellom Høyvikøya og østsiden av vannet, der vannet ikke var spesielt dypt, var det oppblomstringer sent på høsten (fig 6). Prøve E ble tatt herfra.



Figur 6. Cyanobakterieoppsamlinger og bunnvegetasjonen nordøst for Høyvikøya, 5.10.2009 (foto: E. Koch).

2.2 Berggrunn

Ifølge berggrunnskartet over Vestfold (vedlegg 3), befinner Åsumvannet på og omgitt av syenitt – og titanrik syenittberggrunn. I de lavereliggende områdene er Åsumvannets nedbørsfelt dekket av marine sedimenter (Holtan 1989). Det er veldig få andre bergarter i området (ngu.no)

Syenitt er en vulkansk dypbergart, dannet under høyt trykk og temperatur, ofte en lys bergart, farget grå til rødlig. Syenitten brukes som bygningsstein, og på grunn av det høye feltspatinnholdet er den lett å bearbeide (Dons 1973). Søndre Vestfold domineres av denne bergarten, som også kalles larvikitt. Den finnes i Oslofeltet, dette feltet strekker seg fra Vestfold og litt inn i Telemark, og nordover til Oslo. Bergarten finnes både i en lys og mørk utgave, som begge er økonomisk viktige bergarter for Larvik kommune (Larvik kommune 2009).

2.3 Vegetasjon og arealbruk

I nordenden av vannet, samt langs utløpet av Hageneselva ligger mye dyrket mark. Langs østsiden av vannet er det noe vegetasjon, bart fjell samt riksveien som slynger seg langs vannet. I sydenden er det noe dyrket mark, før utløpet til Numedalslågen. Vestenfor utløpet ligger Melaustranda eller også kalt Meløstranda camping. Langs vestsiden av vannet ligger flere skogkledde åser (fig 7). Ute på Høyvikøya ligger en hytte, ellers er området dominert av skog.



Figur 7. De skogkledde åsene i vest og nord for Åsumvannet og oversvømmelsen 5.8.2009 (foto: T. Lunde).

2.4 Nedbør – og temperaturforhold

Nedbør og temperaturdata for stasjon 30000 Larvik og 27470 Torp er hentet fra Metrologisk institutt sin værddatabase, eklima.no (tab 4 og 5). Årsavrenningen for området rundt Åsrumvannet er ca 500 ml/ år, som er middelavrenning for perioden 1961 – 1990 med usikkerhet +/- 20 % (nve.atlas.no).

Tabell 4. Nedbørsdata i mm for stasjon 30000 Larvik, 2009 (eklima.no).

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
2009	116	80	100,1	40,1	81	27	113,3	137,6	65,5	89,6
Normal	67	48	59	46	63	63	75	96	101	119
Avvik	49	32	41,1	-5,9	18	-36	38,3	41,6	-35,5	-29,4

Tabell 5. Lufttemperatur i °C med maksimum og minimum på prøvetakingsdatoene i 2009, samt månedsnormalen for perioden 1961 - 1990 for stasjon 27470 Torp (eklima.no).

Dato	28.4	20.5	2.6	18.6	2.7	22.7	5.8	25.8	14.9	5.10
Min °C	8,7	7,5	13,1	11,1	15	10,5	11,7	11,6	10,2	3
Maks °C	12,9	13,8	22,9	19,7	29,1	21	21,5	19,4	16,5	13,3
Månedsnormal °C	4,2	10,1	14,6	14,6	15,8	15,8	14,8	14,8	10,8	6,8

3. Materiale og metoder

3.1 Prøvetaking og lagring

Prøver ble tatt 5 faste steder i alt 10 ganger gjennom vekstsesongen fra april – oktober 2009. I tillegg ble det tatt prøver ved ekstreme oppblomstringer og ansamlinger av cyanobakterier (Prøve A, B, C, D og E). De faste prøvene ble tatt på datoene 28.4, 20.5, 2.6, 18.6, 2.7, 22.7, 5.8, 25.8, 14.9 og 5.10.

Det ble alltid startet på stasjon 5, da den er lokalisert rett utenfor båt-plassen som var på Meløstranda camping. Deretter ble prøver tatt fra stasjon 1, stasjon 3 m/dybdeprofil samt blandprøve, så til stasjon 2 og til slutt stasjon 4. En oversikt over prøver som ble tatt, konservering og lagring vises i tabell 6. Prøvene ble tatt mellom kl 8 – 12 på formiddagen på alle stasjonene.

Tabell 6. Prøvetaking, oppbevaring, konservering og lagring av vannprøver fra Åsumvannet 2009.

Prøvetaking	Oppbevaring	Antall prøver	Lagring	Hva skal gjøres
Planteplankton Kvalitativ håvprøve (25 µm)	100 ml klar flaske m/ hvit kork	1 prøve per hovedstasjon totalt 5 prøver.	1 ml Lugols løsning, (I ₂), kjølig	Tilsette Lugols løsning på stedet, til den har en konjakkfarge.
Planteplankton Kvantitativ prøve	100 ml klar flaske m/ hvit kork	1 prøve, denne hentes fra blandprøven (stasjon 3).	1 ml Lugols løsning, (I ₂), kjølig	Tilsette Lugols løsning på stedet til den har en konjakkfarge.
Toksinprøver Elisa	Scintillasjonsbeger	6 prøver, en fra overflaten på hver stasjon og en fra blandprøven.	Frys	
Vannkjemiske prøver	1 liters plastflaske, fordeles på lab til metaller + NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻ - filtret gjennom et 0,45 µm filter	1 prøve per hovedstasjon, og hver andre meter på stasjon 3 (dybdeprofil)	kjølig	Filtreres på laben, 1 ml 7 M HNO ₃ tilsettes metallprøvene 1 ml 4 M H ₂ SO ₄ , tilsettes NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻ prøvene
Tot-P og tot - N	100 ml brun medisinflaske, ufiltret	1 prøve per hovedstasjon, og hver andre meter på stasjon 3 (dybdeprofil).	1 ml 4 M H ₂ SO ₄ Kjølig.	Prøvene hentes fra samme vannhenter som blir brukt til de andre kjemiske prøvene.
O₂	Glassflaske m/ innslipt propp.	5 stasjoner i tillegg til stasjon 3 (dybdeprofil).		Tilsett Winkler 1 og 2 på stedet 0,5 ml av hver. Prøvene tas fra samme vannhenter som til kjemiske parametre, tot P og tot N. Denne prøven tas først fra vannhenteren.

Tabell 6. forts.

Prøvetaking	Oppbevaring	Antall prøver	Lagring	Hva skal gjøres
Klorofyll a	1 liters plastflasker, Prøven filtreres gjennom 47 mm Whatman GF/C filter Noter filtrert volum	En prøve fra hver hovedstasjon + en prøve fra blandprøven. (stasjon 3).	Filteret ble brettet sammen og lagt i aluminiumsf olie. Oppbevares i fryser.	Dekk til flaskene i båten. De skal ikke utsettes for direkte sollys.
Genetiske prøver	1 liters plastflaske	En prøve fra hver hovedstasjon, og blandprøve fra stasjon 3.		Ved funn av cyanobakterier. Ved små mengder filtreres prøvene gjennom et 0,22 µm filter og filtrene fryses ned. Ved mye cyanobakterier fryses prøvene ufiltrert ned i mindre flasker.

Temperaturen ble målt rett under overflaten med et Conductivity meter, samt på dybdeprofilen med en Ruttner vannhenter med innebygd temperaturmåler. Temperaturen er målt på formiddagen mellom kl 8 og 11. Analyser som ble utført i felt vises i tabell 7.

Tabell 7. Analyser som ble utført i felt på Åsrumvannet 2009.

Parameter	Instrument	Hvordan
Temperatur °C	Ruttner vannhenter med innebygd termometer (1,7 Liter).	Senkes ned åpen i begge ender. Når den når ønsket dyp, slippes metalloddet og vannhenteren lukkes. Hold henteren i samme posisjon en periode slik at termometeret rekker å stabilisere seg.
Siktedyp m	Secchiskive	Senk sikteskiva ned til den ikke sees lenger, dra den opp til man kan se den og mål dybde.
Egenfarge	Secchiskive	Fargen til vannet vurderes på skiven. Foretas på halve siktedypet.
Ledningsevne mS/m	Conductivity meter nr. CDM 2e.	Måles i hver vannprøve.

3.2 Analysemetoder

Analysene ble gjennomført ved vannkjemilaboratoriet på HIT avdeling Bø. Analysene pH, oksygen, alkalitet, klorid og fargetall, ble gjennomført på prøvetakningsdagen eller dagen etter. Temperatur, siktedyp, egenfarge og ledningsevne ble målt i Åsrumvannet på den aktuelle prøvetakingsdatoen. Resten av analysene ble gjennomført i perioden august – desember 2009.

3.2.1 Fysiske/Kjemiske analyser

Alle de fysiske og kjemiske analysene ble utført etter gitte norske standarder, NS, som vises i tabell 8.

Tabell 8. Fysiske og kjemiske analyser utført ved laboratoriet til INHM ved HiT. Oversikt over norsk standard (NS) og instrument som er brukt i undersøkelsen av Åsrumvannet 2009.

Parameter	Norsk Standard	Instrument
pH	NS 4720 (1979)	WTW microprocessor pH meter.
Ledningsevne	NS 4754 (1981)	Conductivity meter nr. CDM 2e.
Alkalitet	NS 4721	Autotitrator Mettler DL 25 Titrator.
O₂	NS 5813	Autotitrator Mettler DL 25 Titrator.
Fargetall	NS-EN-ISO 7887 (1994)	Perkin Elmer Lambda 20 spektrometer.
TOC	NS 8245 (1991)	Total Organic Carbon Analyser
Total N	NS 4743 (1993)	Analysert på FIA Flow Injector Analyser
NO₃⁻, (Nitrat)	NS-EN-ISO 13395	FIA lab 2500
NH₄⁺ (Ammonium)	NS 4746	Perkin Elmer Lambda 20 spektrometer
Total P	NS 4725 (84) (1997)	Perkin Elmer Lambda 20 spektrometer.
PO₄³⁻ (Fosfat)	NS 4724 (1984)	Perkin Elmer Lambda 20 spektrometer.
Ca²⁺	NS-EN-ISO 14911 (1999)	Perkin Elmer, Atomic Absorbtion Spektrometer 3100
Mg²⁺	NS-EN-ISO 14911 (1999)	Perkin Elmer, Atomic Absorbtion Spektrometer 3100
Na⁺	NS-EN-ISO 14911 (1999)	Perkin Elmer, Atomic Absorbtion Spektrometer 3100

Tabell 8 forts.

Parameter	Norsk Standard	Instrument
K⁺ ,	NS-EN-ISO 14911 (1999)	Perkin Elmer, Atomic Absorbtion Spektrometer 3100
Fe	NS 4741 (1975)	Perkin Elmer, Atomic Absorbtion Spektrometer 3100
Mn²⁺	NS-EN-ISO 14911 (1999)	Perkin Elmer, Atomic Absorbtion Spektrometer 3100
SO₄²⁻	NS 4761 (1985)	FIA Tectator 5042 Detector.
Cl⁻	NS 4769 (1985)	Autotitrator Mettler DL 25 Titrator
Klorofyll a	NS 4766 (acetone) (1983)	Perkin Elmer Lambda 20 spektrometer.

3.2.2 Kvalitativ planteplanktonanalyse

Planteplankton er en god målestokk på trofisk status i innsjøer. Det ble samlet inn prøver ved håv med maskevidde 25 µm, som ble trukket etter båten på hver stasjon. Deretter ble håvproduktet samlet i en flaske og fiksert med Lugols' s løsning.

Ved vurdering av sammensetning og dominans av planteplanktonarter brukte man vanlig lysmikroskop, Olympus CK2 med forstørrelse (400x). En dråpe prøvetakingsvann ble satt på et objektglass og et dekkglass lagt på. Et problem med denne metoden er at ulike alger og bakterier kan ligge oppå hverandre slik at man ikke får bestemt alle individene. Det var ikke et bestemt antall felt som skulle undersøkes, men prøven ble studert til det ikke ble observert flere arter i prøven.

Følgende bestemmelseslitteratur ble benyttet:

”Växtplanktonflora” av Tikkanen og Willèn (1992)

”Växtplanktonkompendium” av Blomqvist og Olsèn (1981)

På bakgrunn av disse undersøkelsene kunne man gjøre en analyse av plankteplanktonsammensetningen i Åsrumvannet gjennom vekstsesongen 2009.

3.2.3 Kvantitativ planteplanktonanalyse

Fremgangsmåten for tellingen og beregning følger Utermøhlmetoden i omvendt mikroskop (Willèn m fl. 1985). Prøvene ble først satt i et sedimentasjonskammer (10 eller 25 mL) etter homogenisering av prøven. Så sto prøven over natten slik at alt av biologisk materiale falt til bunnen. Dagen derpå ble det telt alger på 50 ruter i hver prøve. Med 400 ganger forstørrelse i mikroskopet. Deretter ble det beregnet gjennomsnittsstørrelse på de ulike artene, volum og biomasse i en liter vann. Geometriske formler som er benyttet til beregning av volum er i henhold til "Räkningsforfarande av växtplankton vid laboratoriet for miljökontroll", Uppsala (Willèn m fl. 1985).

3.2.4 Toksinanalyse

Det ble gjennomført to ulike ELISA tester, henholdsvis for microcystin og saksitoksin. Det ble benyttet to kommersielle ELISA kit. Microcystin kitet var Abraxis Microcystin ELISA og for saksitoksin ble det benyttet Saxitoxin (PSP) ELISA kit. Spektrofotometeret som ble brukt heter Microwell System Reader 510. Programvaren som ble benyttet var den samme for begge analysene og resultatene ble presentert i Microsoft Excel.

Måleområdet for microcystiner 0,1 – 5,0 ppb, mens måleområdet for saksitoksin er på 0,02 – 0,40 ppb. Deteksjonsgrensen er henholdsvis 0,1 µg/L for microcystin og 0,02 µg/L for saksitoksin.

3.2.5 Genetiske analyser

Det ble gjennomført genetiske analyser på en del av prøvene. Grunnen til at ikke alle prøvene ble analysert var at man observerte små mengder cyanobakterier ved de første prøvetakningene. Derfor er genetiske analyser gjennomført fra og med 18.6.09 til og med 5.10.09. Det ble brukt to genetiske metoder, den ene var for påvisning av cyanobakterier, mens den andre var påvisning av genet for microcystinproduksjon. Alle genetikprøvene ble filtrert på prøvetakningsdatoen og deretter fryst ned. Ved utføring av analysen ble filteret klippet opp og tilsatt til et eppendorfrør. For å ekstrahere DNAet ble det brukt et kit som heter Dynabeds DNA direct Universal (Vedlegg 9). Metoden baserer seg på å få DNAet til å feste seg til små metallkuler. Videre ble det benyttet en magnet for å holde DNA og kulene på plass, mens man vasket bort resten. Etter ekstraksjon av DNA ble det kjørt et PCR program.

PCR er en metode for å kopiere DNA slik at man får mange nok kopier til at det er mulig å undersøke enkelte gener (Wallace m fl. 1996) (vedlegg 8). Deretter ble det gjennomført gelelektroforese som er en prosess for å undersøke om enkelte gener er tilstede. Prosessen går ut på å bruke enzymer til å klippe ut ønsket genskvens og sammenligne den med en positiv prøve (NIVA CYA 83/1). Dersom prøvene er positive kan disse leses av på gelen (Wallace m fl. 1996).

3.3 Klassifisering

EU begynte å arbeide med et vanndirektiv allerede i 1988, dette arbeidet varte i 12 år frem til 2000, da ble rammedirektivet for vann vedtatt i EU (<http://ec.europa.eu>). For Norge ble direktivet innlemmet i EØS – avtalen med virkning fra 1.5.2009 (vannportalen.no).

Vanndirektivet gjelder for hele Norge og inntil 1 mil utenfor ytterste skjæret, som også kalles grunnlinja. Vanndirektivet har som hovedmål å gi rammer for fastsettelse av miljømål som sikrer en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene.

Direktivet legger derfor konkrete føringer på prosess og kriterier for forvaltning av vannressursene. Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand, og for grunnvann minst god kjemisk og kvantitativ tilstand. Gjennomføringen av vanndirektivet forutsetter at Norge utarbeider et klassifiseringssystem (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). Norge er delt inn i 11 ulike vannregioner og Åsrumvannet tilhører vannregion Vest – Viken. Vest - Viken omfatter alle vann og vassdrag i Vestfold, Buskerud og Telemark fylker. Åsrumvannet tilhører økoregion Østlandet, som omfatter enda flere fylker enn hva vannregionen innehar (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009).

Tabell 9 viser kvalitetselementer og parametre for beskrivelse av tilstand i innsjøer, i alt 33 parametre. Ikke alle disse ble undersøkt i Åsrumvannet, men det er likevel nok parametre til å gjennomføre klassifiseringen. Det finnes ikke så mange andre data tilgjengelig, pga manglende undersøkelser i vannet.

Tabell 9. Biologiske, hydromorfologiske og fysisk / kjemiske kvalitetselementer for klassifisering av innsjøer (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009).

BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	
Planteplankton	Biomasse (Klorofyll-a og biovolum) Taksonomisk sammensetning Algeoppblomstringer (frekvens og intensitet)
Makrofytter (høyere vann - planter)	Taksonomisk sammensetning (TI antall) Forekomst (abundance)
Bentiske alger	Mindre aktuelt i innsjøer foreløpig
Bunnfauna	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Diversitet (artsantall og jevnhet)
Fisk	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Påvirkningsfølsomme arter Aldersstruktur
HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	
Hydrologisk regime	Vannstandsvariasjoner (reguleringshøyde) Sirkulasjonsforhold Oppholdstid
Morfologi	Endringer i vanddekt areal Struktur av kantsonen, Dybdevariasjon i bassenget Substrat
FYSISK / KJEMISKE KVALITETSELEMENTER	
Sikt i vannet	Siktedyp Farge, Turbiditet
Temperatur	Temperatur
Oksygenforhold	Oksygenkonsentrasjon
Organisk materiale	Farge TOC
Ioneinnhold	Konduktivitet, Ca
Næringsstatus	Total fosfor Total nitrogen, nitrat Nærings saltbelastning i forhold til vannforekomstens følsomhet

Tabell 9 forts

FYSISK / KJEMISKE KVALITETSELEMENTER	
Forsuringsstatus	pH Alkalitet ANC AL-i (labilt aluminium)
Miljøgifter	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i vannforekomsten

Miljømål for overflatevann for alle naturlige overflatevannforekomster er at det er god eller svært god økologisk tilstand (fig 8), og minst god kjemisk tilstand skal oppnås. Systemet baserer seg på akseptable avvik fra naturtilstand.



Figur 8. Miljøklassene for vann etter vannforskriften.

(Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009).

Resultatet av denne klassifiseringen vises i resultatdelen, kapittel 4.22.

3.4 Feilkilder

Feilkilder vil det alltid være ved kjemiske og biologiske analyser. Hovedårsaken vil være at feil eller unøyaktighet på instrumentene eller feil under prøvetakingen. Prøver kan bli forurenset eller forringes i løpet av perioden mellom prøvetaking og analysen.

Målinger kan skje på litt forskjellige steder, GPS ble ikke benyttet slik at man kan ha hatt en variasjon på inntil +/- 50 m på målestasjonene.

Siktedyp

Vind og sol kan påvirke målingene. 2.6.2009 blåste det veldig fra nord ute på vannet. Det har særlig gitt seg utslag på målingene ved stasjon 1, da Åsrumvannet var oppvirvlet, kruset og virvlet opp sedimenter fra land og bunn fra nordenden av vannet, samt fra Hageneselva. Den kraftige vinden kan også ha påvirket siktedypet ved de andre stasjonene.

pH

pH verdiene kan bli påvirket av CO₂ utveksling i vannet som kan forandre pH verdien noe. Det er derfor viktig at prøven ikke blir stående lenge. Andre faktorer som kan påvirke er temperatur og atmosfærisk trykk (Wetzel og Likens 1991).

Oksygen

Autotitrator Mettler DL 25 Titrator ble benyttet til oksygenanalysene. På grunn av feil ved maskinen måtte enkelte av analysene foretas senere enn anbefalt. Oksygenanalysene skal helst foretas innen 5 timer etter prøvetakning. Titratoren fungerte ikke ved to tilfeller, derfor måtte prøvene tatt 18.6 og 25.9 måles på senere tidspunkter. De ble derfor ikke analysert før 2-3 dager etter prøvetakningen. Feilkildene her som regel knyttet til prøvetakningen. Både nitrat og jerninnholdet i vannet kan påvirke målingen og gi oss feil resultat. Beregningen av oksygenmetningen er også avhengig av høyden over havet og temperaturen (Wetzel og Likens 1991).

Fargetall, ammonium, total P, fosfat og klorofyll a

Ved analyser utført med Perkin Elmer Lambda 20 spektrometer, var det muligheter for at feil resultat kan ha oppstått ved at det oppsto luft i slangen eller i kyvetten.

Kvantitativ planteplanktonanalyse

Denne metoden har mange feilkilder fordi målet er å beregne biomassen i innsjøen. Metoden går ut på å telle individene i en vannprøve og beregne biomassen ut ifra det. Både under sedimenteringen og tellingen kan det fort oppstå feil. Under sedimenteringen er det viktig at prøven står helt stille og at den står helt vannrett fordi planteplanktonet skal fordele seg riktig. En typisk ting er at organismene samler seg langs kanten av kammeret. Det er derfor viktig at man fordeler de 50 rutene over hele bunnflaten, også langs kanten. Det vil alltid være en del arter som ikke er mulig å bestemme ved hjelp av det blotte øyet. Disse vil derfor karakteriseres som ubestemt og vil bli beregnet ut ifra formen. Taksonomisk kunnskap og

hvordan man teller er også mulige feilkilder til tellingen. Ofte kan også plankton ligge i flere lag og det vil føre til unøyaktighet (Wetzel og Likens 1991).

Genetikk

Forurensning av prøven eller for lite materiale er hovedproblemet med denne metode. Sikkerheten her er positiv og negativ kontroll. Dersom disse blir riktig er sannsynligheten stor for at analysen blir riktig.

ELISA

Ulike organiske og uorganiske materialer kan påvirke resultatet. Feil håndtering av prøvene i tillegg til feil lagring eller For kort eller for lang inkubasjonstid. Feil pipetteringsrekkefølge eller kontaminasjon fra standarder eller andre prøver kan gi feil resultat. Ved fryse - / tineprosessen til ELISA kan muligens skje at ikke alle cellene er lysert (sprengt) og dermed har ikke alt toksinet kommet med i analysen.

4. Resultater og diskusjon

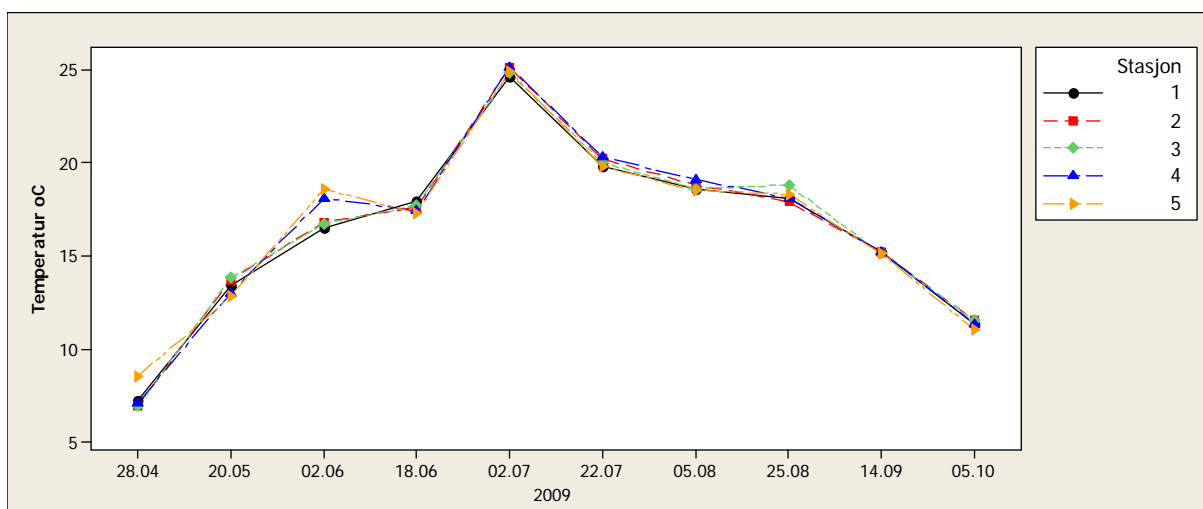
Alle data fra de fysiske/kjemiske analysene vises i vedlegg 4.

4.1 Temperatur

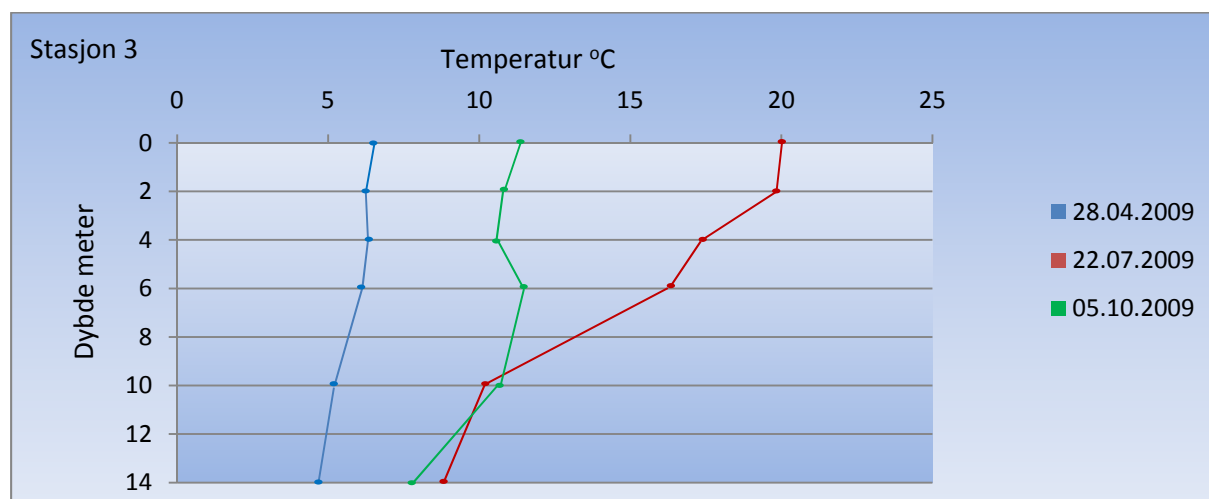
Vann kjennetegnes ved at det holder godt på varmen og at det bruker lang tid på å varmes opp og avkjøles. Varme er viktig for alt liv i en innsjø pga at enkelte arter foretrekker varmt vann, mens andre liker kaldere vann. Temperaturen er viktig for vannets massetetthet, viskositet, overflatespenning og evne til å ta opp gasser som oksygen og karbondioksid. Derfor kan det i løpet av en sommer være ulike arter som vil dominere i en innsjø avhengig av temperaturen i vannet. Temperaturen i en innsjø vil være avhengig av strømminger i vannet. Fordi varmt vann vil holde seg i overflaten og vil ikke nå de dypere sonene uten bevegelser i vannet (Økland og Økland 1998).

De høyeste temperaturene registrert var i juli hvor det var rundt 25°C grader i overflatevannet. Mange grønnalger og blågrønnbakterier krever temperaturer over 15°C for begynnende fotosyntese (Wetzel 2001). Alle arter vil ha en maksimumstemperatur, en minimumstemperatur og en optimal temperatur for vekst. For mange ferskvannsmikroorganismer vil den optimale temperaturen ligge over 20°C (Sigeo 2005). De laveste temperaturene som ble registrert var i april hvor temperaturen var under 10°C og

oktober hvor den var mellom 10-15°C (fig 9). Mot høsten går normalt mot en utjevning i vannmassene fordi vannet i overflaten får tilnærmet lik temperatur som vannet i dypet (4°C). Åsrumvannet var ikke kommet til denne tilstanden enda på siste prøvetakningsdato (fig 10).



Figur 9. Temperatur (°C) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.



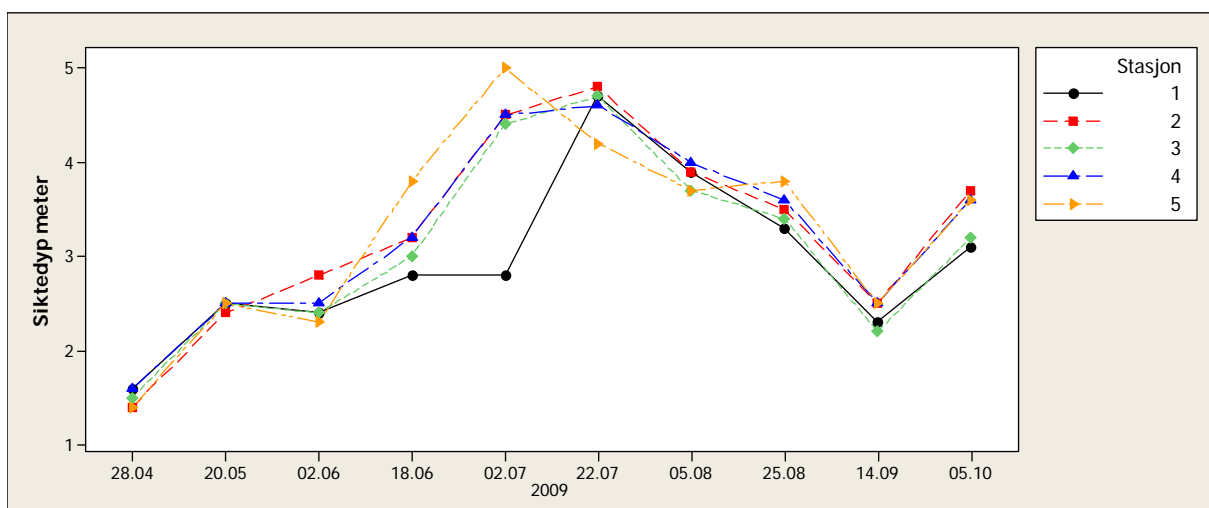
Figur 10. Temperatur (°C) ved stasjon 3, for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

4.2 Siktedyp

Siktedypet varierer vanligvis med årstiden, blant annet fordi økt algemengde vil føre til lavere siktedyp. Et høyt humus og mineralpartikkelinnhold vil senke siktedypet. Definisjonen på siktedyp er hvor langt ned i vannet en kan observere en hvit secchiskive. Ved dette dypet vil det kun være igjen 1 – 10 % av overflatelystet. Det tilsvarer da kompensasjonsnivået, der planters fotosyntese balanseres av respirasjonsnivået. Hensikten med å måle siktedypet er derfor å finne skillet mellom den trofogene og den trofolyttiske sone eller nedre grense for fotosyntese. Siktedypet vil vanligvis variere ut i fra hvilken årstid det er. Siktedypet benyttes blant annet til miljøklassifisering, hvor over 4 meter siktedyp tilsier ”god vannkvalitet” og

siktedyp på under 1 meter, tilsier ”dårlig vannkvalitet” (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009).

Siktedypet i Åsrumvannet ble målt ved alle hovedstasjonene og det var lavest (1,4 - 1,6 m) tidlig på våren. Siktedypet var helt nede i 1,4 meter, dette tilsier i følge SFT (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) en dårlig tilstand. Årsaken kan være mye humus som blir skylt ut med smeltevannet. Utover imot juni blir siktedypet gradvis bedre ettersom lysforholdene bedres og biomassen i vannet minsker (fig 11). Fra juli blir siktedypet gradvis dårligere og etter flommen som var i august ble det på nytt nokså dårlig siktedyp (2,2 - 2,5 m) i september. Dette kan blant annet komme fra mye partikler fra flomområdene og fra Lågen som førte store mengder vann inn i Åsrumvannet i tillegg til at det er en ny topp i biomassen. Frem til oktober blir siktedypet bedre igjen, samtidig som biomassen minker (fig 39). Siktedypet i Åsrumvannet tilsier at vannet ikke holder god vannkvalitet (>7 m). Det ligger mesteparten av tiden i tilstandsklasse nokså dårlig (2 - 4 m) og mindre god (4 - 7 m) (fig 11).



Figur 11. Siktedyp (m) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.

4.3 Egenfarge

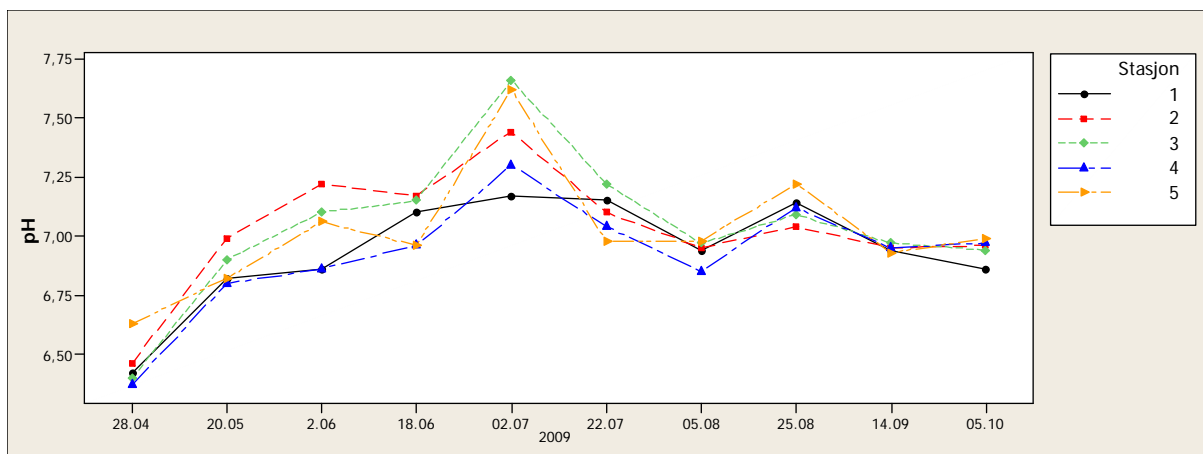
Den fargen som lyset har fått etter å ha blitt selektivt absorbert i vannmassene og til slutt spredt tilbake til våre øyne, kalles innsjøens egenfarge. Det vil si at vannmassene har en egenfarge. I klare næringsfattige innsjøer vil det blå lyset i spekteret absorberes minst. I innsjøer med et moderat innhold av oppløst organisk stoff absorberes de kortere bølgelengdene, det vil si de grønne og gule strålene og vannet blir da grønt – eller gulaktig. Typiske humussjøer har stor absorpsjon av korte bølgelengder og relativt mindre absorpsjon av langbølget lys. Da blir egenfargen gulbrun eller brunaktig, det vil si dominert av de lengre

bølgelengdene (Økland og Økland 1998). Det er nok i sistnevnte gruppe man finner Åsrumvannet, som i hele vekstsesongen hadde en tydelig gulbrun, mot brun egenfarge.

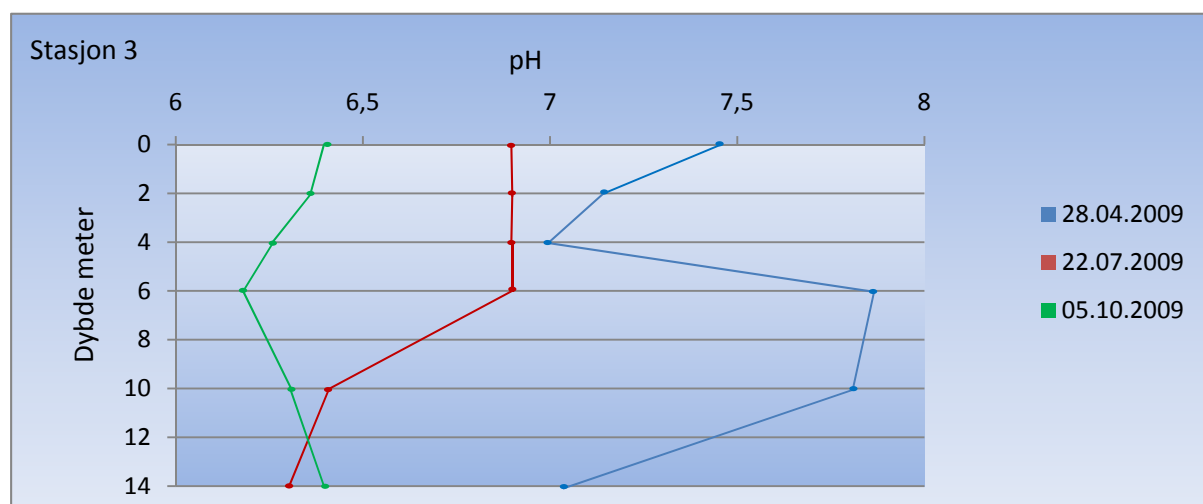
4.4 pH

pH er et mål på surhetsgrad, og det forteller hvor mange H_3O^+ ioner som det er i vannet. Målet er en indikasjon på om en innsjø er sur, basisk eller nøytral. Skalaen er logaritmisk noe som betyr at per pH enhet endres $[\text{H}^+]$ 10 ganger (Boye 2009). Derfor er selv små variasjoner i pH ganske betydningsfulle, spesielt ved lav pH. Elementer som innvirker på innsjøens pH kan være organismenes fotosyntese og celleånding, tilsig av myrvann, sur nedbør og berggrunn i innsjøens nedbørsfelt (Bjerketvedt og Pedersen 1996). pH kan variere i løpet av døgnet og i løpet av de ulike årstidene. Fotosyntesen vil blant annet forbruke CO_2 , noe som vil forandre pH i løpet av et døgn. Kraftig fotosyntese vil føre til høyere pH i de lagene hvor fotosyntesen foregår. Nedbrytning er en annen prosess som påvirker pH, da det vil føre til en lavere pH verdi. Spesielt om våren kan snøsmelting føre til at forsurende stoffer kommer ut i vannet og føre til lav pH (Bjerketvedt og Pedersen 1996, Økland og Økland 1998). I en oligotrof innsjø vil pH ofte ligge på mellom 6 og 7, forutsatt at det ikke er mye sur nedbør i området. En eutrof innsjø vil ofte ha en pH som ligger mellom 7 og 9 (Bjerketvedt og Pedersen 1996).

pH verdiene i Åsrumvannet indikerer at innsjøen er i tilstandsklasse I (meget god $> 6,5$) (Andersen m fl. 1997) fordi verdiene i løpet av året ligger rundt pH 7 (fig 12). Det er naturlig at det etter vinteren er lav pH (6,2 – 6,6) i innsjøen pga at det har vært mye biologisk nedbrytning og fordi det har vært lite fotosyntese i vannet. I tillegg er berggrunnen i området hovedsakelig syenitt, som er en bergart som vil bidra til å minske pH verdiene (bio.uio.no). pH stiger jevnt frem mot en topp i begynnelsen av juli (pH 7,1 – 7,5). Økt biomasse og mye fotosyntese øker pH verdiene i overflaten (Økland og Økland 1998). I stasjonene under siktedypet er pH vesentlig lavere (fig 13) og mer stabile årsaken til dette er at nedbrytningsprosessen nær bunnen bidrar til lavere pH i dypet. Etter en topp i juli synker pH sannsynligvis pga nedbrytningsprosessene i hele vannet. På slutten av perioden stabiliserer de øvre stasjonene seg og ender opp på pH 6,8 – 7, mens prøvene fra større dyp ligger litt lavere på pH 6,3 – 6,4.



Figur 12. pH i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.



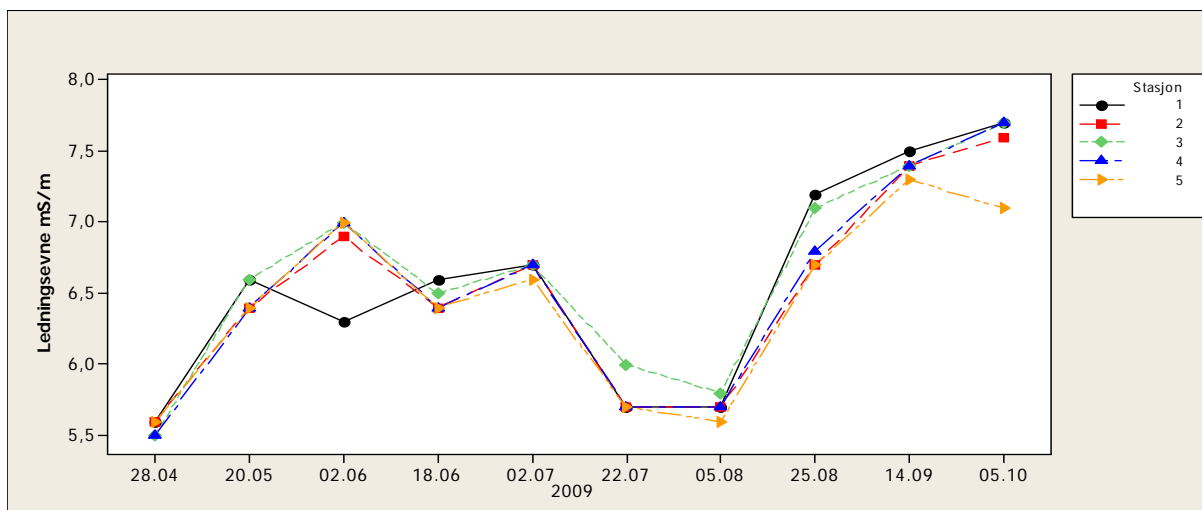
Figur 13. pH ved stasjon 3, for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

4.5 Ledningsevne

Ledningsevne sier noe om vannets evne til å lede strøm og er et mål på det totale ioneinnholdet i vannet. En annen betegnelse på dette er konduktivitet. Høy konduktivitet kan være forårsaket av sjøvanninntrenging, kalkrik berggrunn, men også veisaltning, eller avrenning fra deponier (avfallsfyllinger, gruvetipper mm) kan gi liknende effekter (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009, Kallf 2001). Median ledningsevne i SFT's undersøkelse av trofitalstanden av 355 innsjøer i Norge i 1990 var på 3,5 mS/m i innsjøer som ikke var direkte påvirket av sjøvann (Faafeng m fl. 1990).

Ledningsevnen i Åsrumvannet varierer fra 5,5 til 8 mS/m. Ofte vil lavtliggende innsjøer ha en ledningsevne på mellom 1 - 5 mS/m. Dersom det er marin leire i området vil ledningsevnen ligge på 5 – 15 mS/m. I tillegg vil kalkrike kambro – siluriske bergarter også øke

ledningsevnen (Økland og Økland 1998). I området rundt Åsrumvannet finnes det marine avsetninger i form av leire (snl.no). Ledningsevnen i Åsrumvannet stiger fra april (5,5 – 5,6 mS/m) til begynnelsen av juli (6,6 – 6,7 mS/m). Under sommerstagnasjonen ligger ioneinnholdet noe lavere. Årsaken til dette kan være at dette er en periode med lite nedbør, og dermed vil det skylles mindre ioner ut i innsjøen og ledningsevnen minker. Opptak av ioner i planteplankton vil også bidra til redusert ledningsevne når biomassen øker (Kallf 2001). I august når vi får mye nedbør og utskylling til innsjøen stiger ioneinnholdet igjen (fig 14).



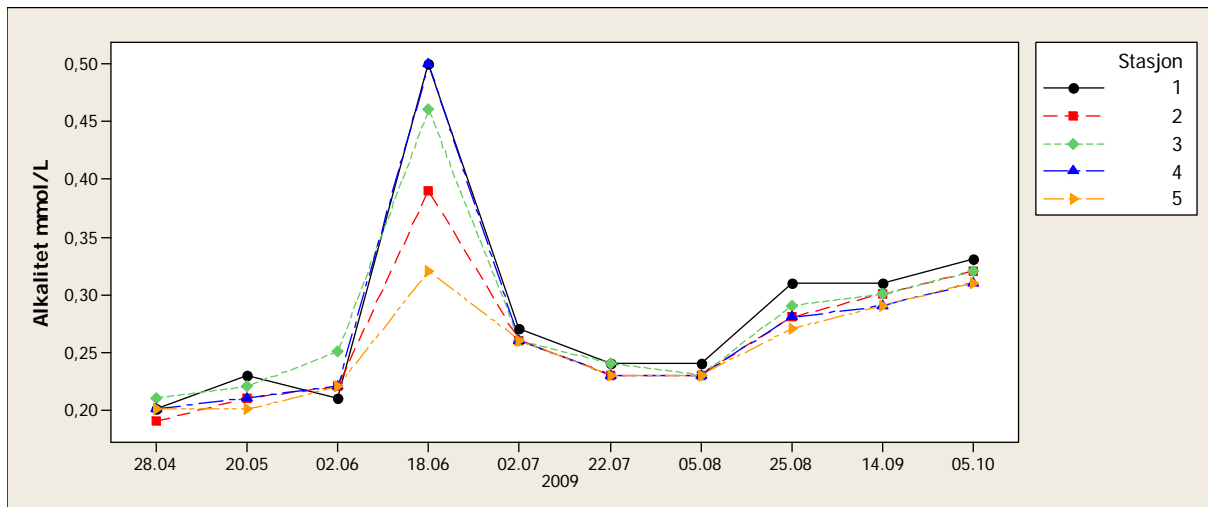
Figur 14. Ledningsevne (mS/m) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.

4.6 Alkalitet

Alkalitet kalles også syrebindingsevne, dette er hvor godt vannet klarer å motstå tilførsler av syre uten at pH forandres. Alkalitetsinnholdet i en innsjø kommer fra bikarbonater, karbonat og hydroksider (Wetzel 1983). Et surhetssjokk i en innsjø vil kunne drepe store mengder av livet i innsjøen. I en innsjø vil det fra pH 6 begynne å bli færre arter som kan overleve, mellom 5 og 6 vil artsdiversiteten være kraftig redusert og ned mot pH 4,5 vil de fleste artene være borte (Kallf 2001).

Alkalitetsverdiene i Åsrumvannet er gode (fig 15), ifølge SFTs klassifiseringssystem (1997) tilsier verdier høyere enn 0,2 mmol/L tilstandsklasse god. Innenfor området 0,05 – 0,2 mmol/L er tilstanden mindre god (Andersen m fl. 1997) og selv om det er enkelte verdier innenfor denne klassen så har Åsrumvannet god alkalitet. Den 18.6 er det høye alkalitetsverdier (0,3 – 0,5 mmol/L) i Åsrumvannet årsaken til dette kan være dårlig vær med mye regn i perioden. Dette kan føre til utløsning av bikarbonat fra sedimentene, jordbruk og

berggrunn noe som vil øke alkalitetsverdiene. Dersom pH verdiene er stigende vil CO₂ bli omdannet til hydrogenkarbonat (HCO₃⁻) dette vil øke alkaliteten i vannet (fhi.no).



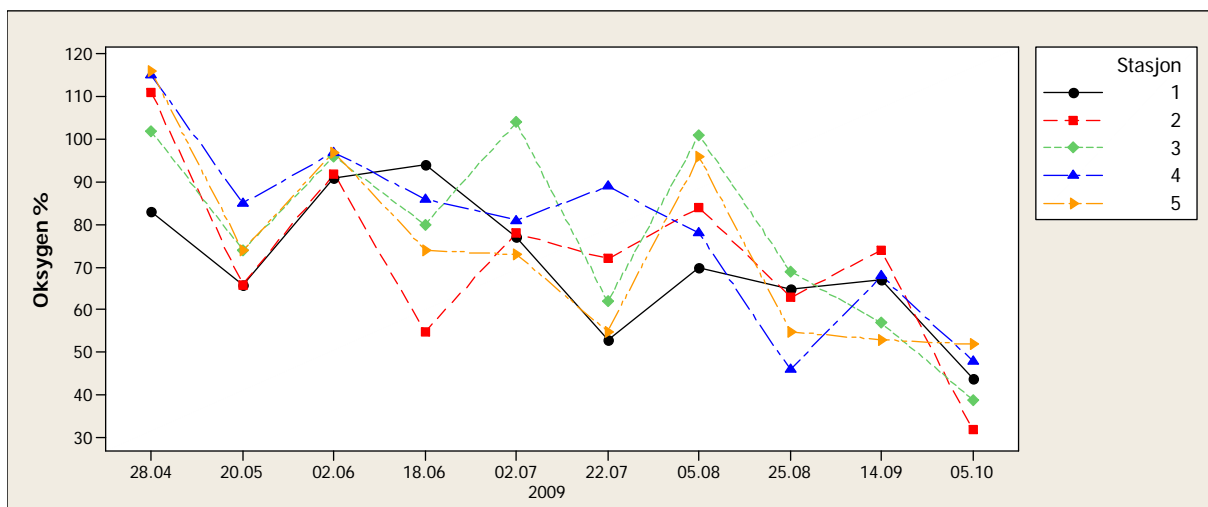
Figur 15. Alkalitet (mmol/L) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.

4.7 Oksygen

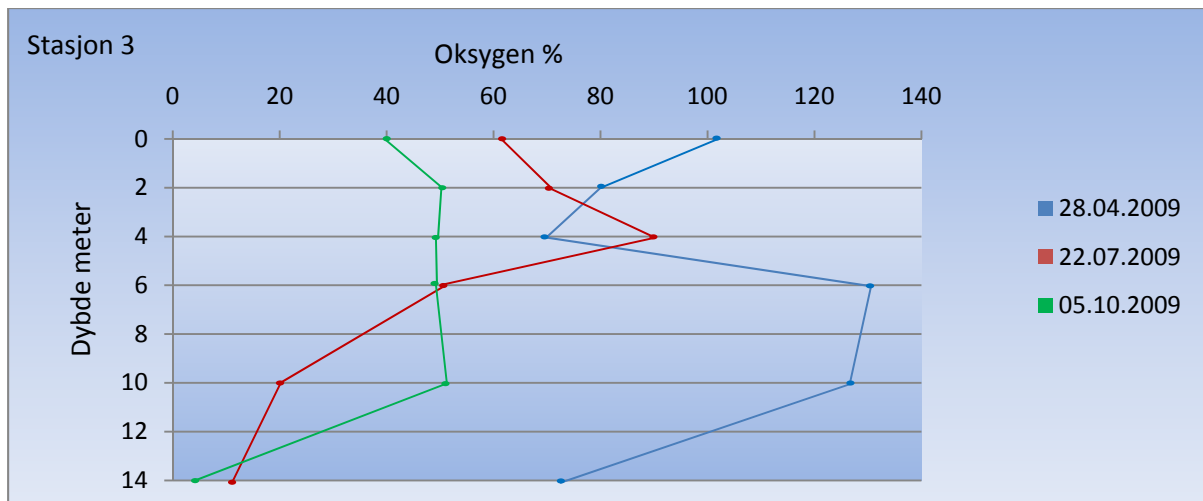
Oksygen kommer inn i en innsjø på hovedsakelig to måter, mekanisk blanding hvor vinden er drivkraft i tillegg til fotosyntese. Vannets evne til å ta opp oksygen avhenger av flere faktorer så som temperatur, saltholdighet og atmosfærisk trykk. Oksygeninnholdet angis ofte i prosent (Kallf 2001). Innsjøen kan ved enkelte tilfeller ha en oksygenprosent på over 100 % dersom det forgår intens fotosyntese i øverste vannlag. Forbruk av løst oksygen kan foregå ved to prosesser, respirasjon fra dyr og planter og mikrobiologisk nedbrytning av døde dyr og planter (Økland og Økland 1998).

I Åsrumvannet så er det høy oksygenmetning (100 – 120 %) på alle stasjoner utenom stasjon 1 i april (fig 16). Dybdeprofilen viser også høye verdier i april. Årsaken til dette kan være at første prøvetakning av oksygen ble foretatt feil. På denne datoen ble ikke oksygenflaskene fylt helt til topps og dermed vil oksygen tas opp i prøven under transport og vil dermed gi for høye verdier på denne datoen (Wetzel og Likens 1991). Det vil også være ulike mengde luft i flaskene. Utover i sesongen måles avtagende oksygenmetning, spesielt i september og oktober, noe som sannsynligvis skyldes mye nedbrytning. En annen forklaring er at det vil være ulike verdier i løpet av et døgn. Spesielt gjelder dette innsjøer med mye fytoplankton og makrovegetasjon (Økland og Økland 1998). Dybdeprofilen svinger kraftig i april, dette er nok feil, mens det i juli og oktober er veldig lav metning nedover i vannet, helt ned i 4 % på 14

meters dyp i oktober (fig 17). Årsaken til dette er at nedbrytning som foregår i dypet forbruker oksygenet (Økland og Økland 1998). I Åsrumvannet har stort sett alle stasjonene oksygenmetning på over 50 % fra mai til og med september i overflatevannet (fig 16), dette gir en gjennomsnittverdi på 74 % og setter Åsrumvannet i tilstandsklasse ”god”(50 – 80 %). I oktober ligger verdiene på 30 – 50 % som er tilstandsklasse mindre god. Årsaken til dette er nedbrytningen i vannet som forbruker oksygen (Bjerkely 2008). På dybdeprofilen den 22.7.2009 er det høyere verdier nedover til siktedypet. Noen arter er tilpassa til å leve ved lavere lysintensitet via sin pigmentsammensetning. En del plankton og cyanobakterier har muligheten til å beskytte seg mot farlige UV stråler, dette gjør de ved å ligge dypere i vannet (Sigeo 2005). De vil derfor produsere oksygen på det dypet de ligger og vil dermed øke oksygen nivået nedover i vannet. I enkelte innsjøer vil de danne såkalte algeplater som ligger nede i dypet rundt termoklinen (Dodson 2005). I oktober på dybdeprofilen ligger alle verdiene nedover på dypet mellom 40 – 50 %, bortsett fra ved bunnen som er nede på 4 %. Dette gir anaerobe forhold, som vil ha mye å si for nedbryting og nitrogenprosessene, se kap 4.11 og 4.12.



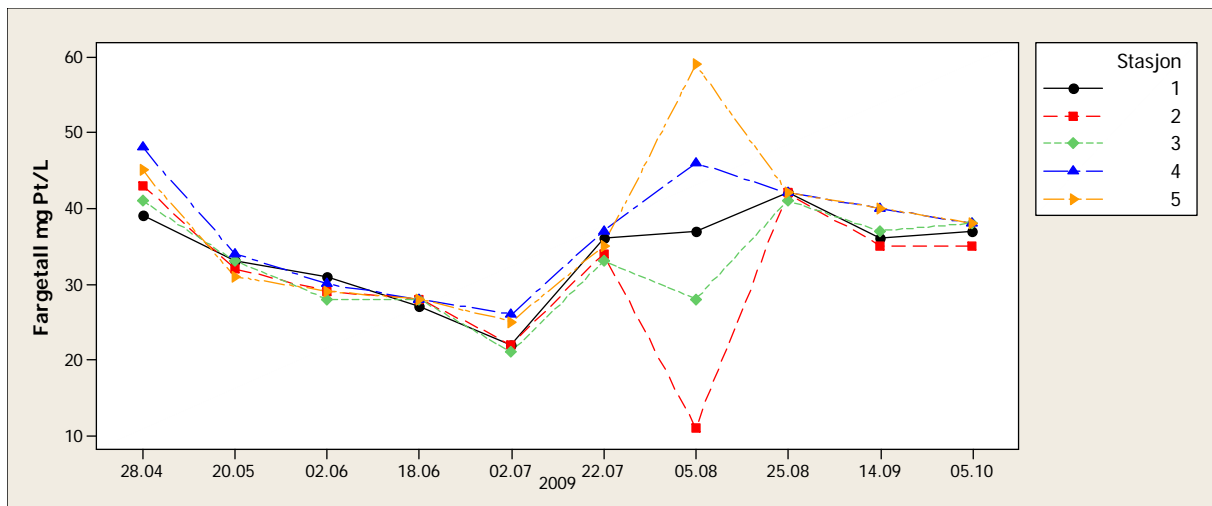
Figur 16. Oksygen (%) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.



Figur 17. Oksygenprosent (%) ved stasjon 3 i Åsrumvannet for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

4.8 Fargetall

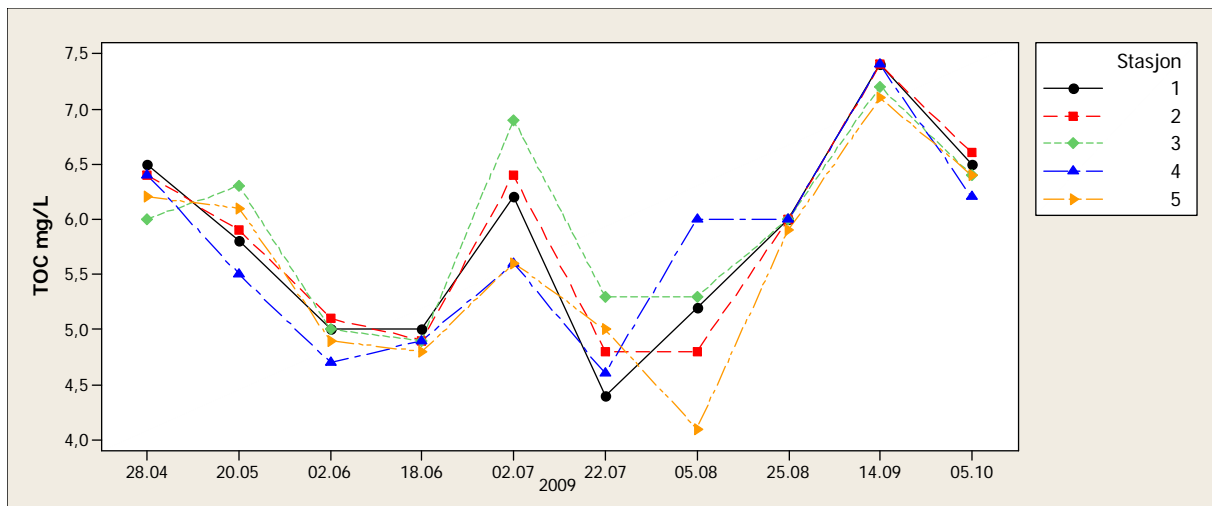
I klassifiseringsveilederen 01:2009 vises det til at fargetall er mål på humusinnholdet i vannet. Parameterverdier for vann er delt inn i klare < 30 mg Pt/L, humøse 30 – 90 mg Pt/L og svært humøse (sjeldne) > 90 mg Pt/L (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). I Åsrumvannet varierer fargetallet mye, fra parameterverdier på < 30 mg Pt/L, som gir et klart vann, til humøst (59 mg Pt/L) i august. Det mest interessante skjer 5.8, da man får veldig sprikende verdier på de ulike stasjonene (fig 18). Dette skyldes svært trolig store nedbørsmengder og tilbakeslag fra Numedalslågen. Fargetallet på stasjon 2 er svært lav, og skyldes muligens at det har skjedd en feil med målingen av fargetallet ved luft i kyvetten i spektrofotometeret (Steen, pers medd 2010). Man kan også se på målingen før, 22.7, at fargetallet er på vei oppover fra et bunnivå tidlig i juli (21 mg Pt/L). Dette skyldes antakelig en våt sensommer (tab 4). Ved mye nedbør er også avrenning fra land noe høyere (Økland og Økland 1995). På høsten stabiliserer fargen seg rundt 30 – 40 mg Pt/L. Totalt sett fra målingsperioden i 2009, kan Åsrumvannet gå under kategorien humøs etter klassifiseringsveilederen 01:2009.



Figur 18. Fargetall (mg Pt/L) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.

4.9 Total organisk karbon

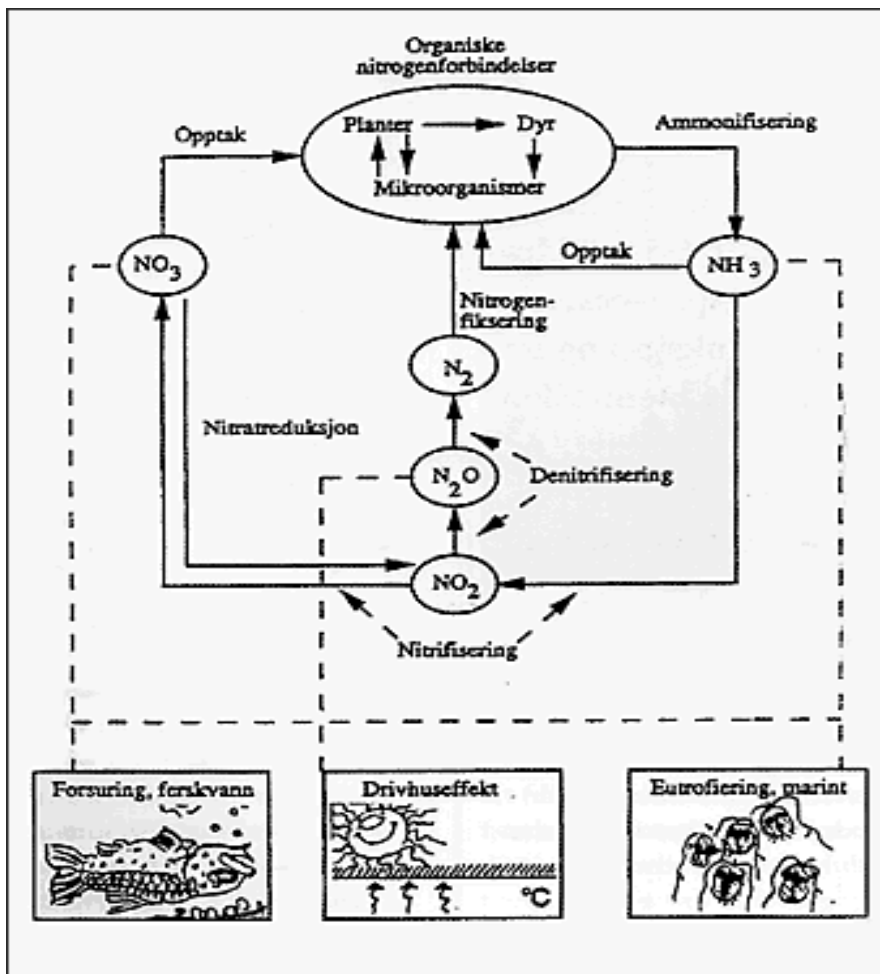
TOC eller totalt organisk karbon, er et mål på alt karbon bundet i organisk stoff i vannet. Det tar også med mengden av oppløst og suspendert stoff som er produsert i selve innsjøen, slikt som levende og dødt plankton i vannmassene (Økland og Økland 1998). Ifølge veileder 01:2009, er parametergrensen for TOC på < 5 mg/L for klare vann. For humøse vann er parametergrensen 5 – 15 mg/L, og for svært humøse vann er grensen > 15 mg/L (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). Gjennomsnittet for de ulike stasjonene for Åsrumvannet er på ca 6,0 mg/L, som tilsier at vannet er humøst. Figur 19 viser de målte mengdene av TOC i Åsrumvannet i 2009. En topp vises i juli (6,8 mg/L). Mens biomasseinnholdet i Åsrumvannet var avtagende. Derfor kan toppen av TOC skyldes mye menneskelig aktivitet i siste halvdel av juni samt første halvdel av juli, da de høyeste badetemperaturene kom. De største TOC mengdene viser seg på høsten, med en stigning i august og en topp i september (7,4 mg/L). På den tiden er biomassen av planteplankton fortsatt høy, samtidig som avrenning fra jorder og utslipp fra campingplass er stor.



Figur 19. TOC (mg/L) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.

4.10 Total N

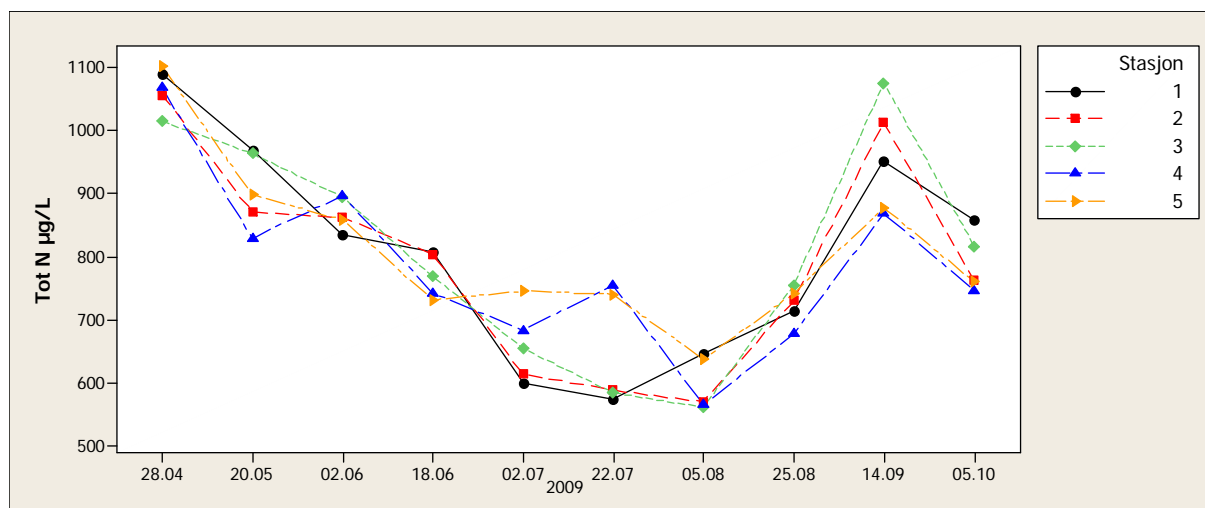
Økte tilførsler av nitrat og ammonium med nedbøren, og avrenning av overskuddsnitrat fra landbruksarealer, er et betydelig problem for ferskvann (Økland og Økland 1998). Når regnvann siver gjennom jorda, tas betydelige mengder nitrogen opp. Innholdet av nitrogen i atmosfæren utgjør ca 78 %, men det molekylære N_2 er lite reaktivt. Løseligheten av nitrogengass i vann avtar med økende temperatur. Nitrogengass kan bare utnyttes av cyanobakterier og noen andre bakterier ved reduksjon til ammonium og innbinding i organisk form. Figur 20 viser en forenklet nitrogensyklus. Cyanobakterier kan omvandle molekylært nitrogen til NH_4^+ ved hjelp av energiavhengige prosesser i heterocystene. Også de fastsittende cyanobakteriene kan bety mye for totalmengden av N_2 som bindes i en innsjø. I næringsrike sjøer kan cyanobakterienes nitrogenbinding utgjøre rundt halvparten av sjøens totale nitrogentilførsel. Også heterotrofe bakterier av typen *Clostridium* kan binde molekylært nitrogen (Økland og Økland 1998).



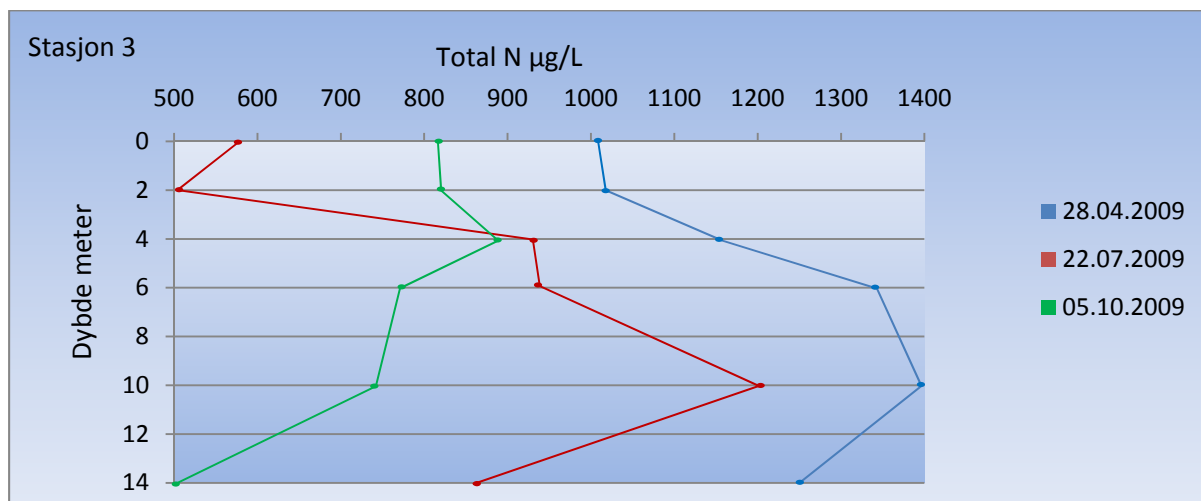
Figur 20. Forenklet nitrogenkretslop påtegnet miljøeffekter forårsaket av menneskelig inngrep (Hessen 1997).

Figur 21 viser mengden total nitrogen i Åsumvannet på prøvetakingsdatoene i 2009. Nitrogeninnholdet er forholdsvis høyt på våren (>1000 mg/l). Man ser at nitrogeninnholdet synker utover sommeren. Etter hvert som vannplantene vokser, tar de opp nitrogen fra vannmassene og konsentrasjonen synker. Selv om sommeren 2009 var en sommer med til dels mye regn, ligger ikke Åsumvannet slik til at avrenning fra de omkringliggende jordbruksarealene bidrar mye. Utover høsten stiger konsentrasjonen av nitrogen igjen. Trolig har menneskelig tilførsel også en del å si, samt oversvømmelsen som var tidlig i august. Denne tok med seg masse avrenning fra jordbruksarealene oppover Numedalen og førte inn i Åsumvannet. Sett i forhold til Goksjø, der innholdet av totalnitrogen var ca $1500 - 2000$ $\mu\text{g N/L}$ i perioden 1979 - 1999 (Sandefjord kommune 1999) er nitrogeninnholdet i Åsumvannet lavt. Nyere tall fra Sandefjord kommune fra 2004, viser et fortsatt høyt innhold av total nitrogen, med et gjennomsnitt på $1475 - 1675$ $\mu\text{g N/L}$ i store deler av Goksjø

(Samarbeidsgruppa for Goksjø 2005a). Nitrogeninnholdet i Åsrumvannet er betydelig lavere (565 - 1101 $\mu\text{g N/L}$), selv om innløpselva til Åsrumvannet faktisk kommer fra Goksjø. Nitrogenkonsentrasjonen er høyere dess dypere man kommer i Åsrumvannet i april og juli (fig 22), men i siste måling på høsten (5.10) synker konsentrasjonen drastisk i dypere vannlag. Dette skyldes anaerobe forhold og denitrifikasjonsprosesser.



Figur 21. Totalnitrogen ($\mu\text{g/L}$) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.



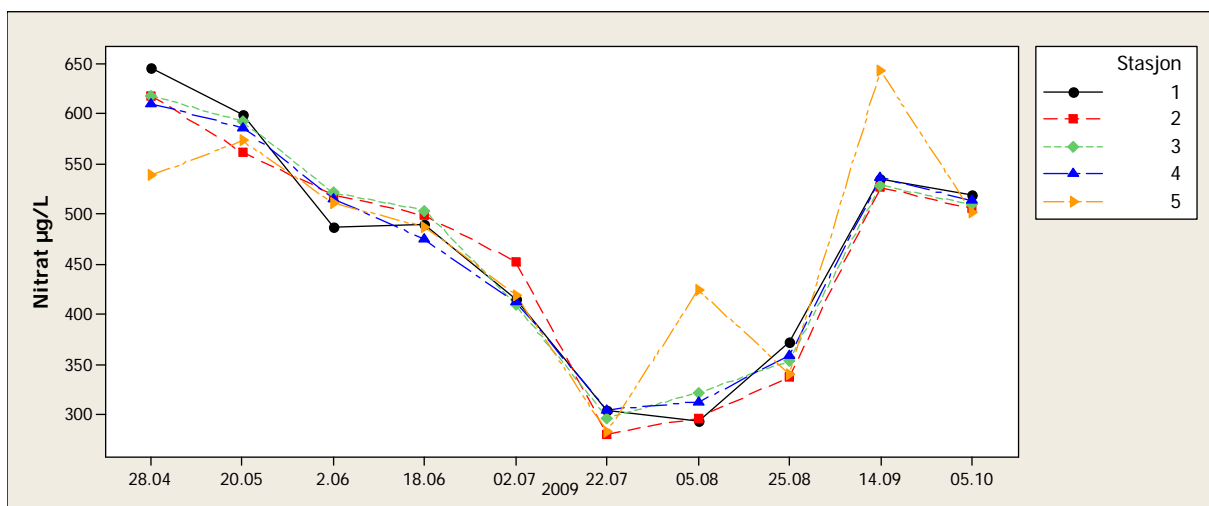
Figur 22. Totalnitrogen ($\mu\text{g/L}$) ved stasjon 3, for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

4.11 Nitrat – NO_3^-

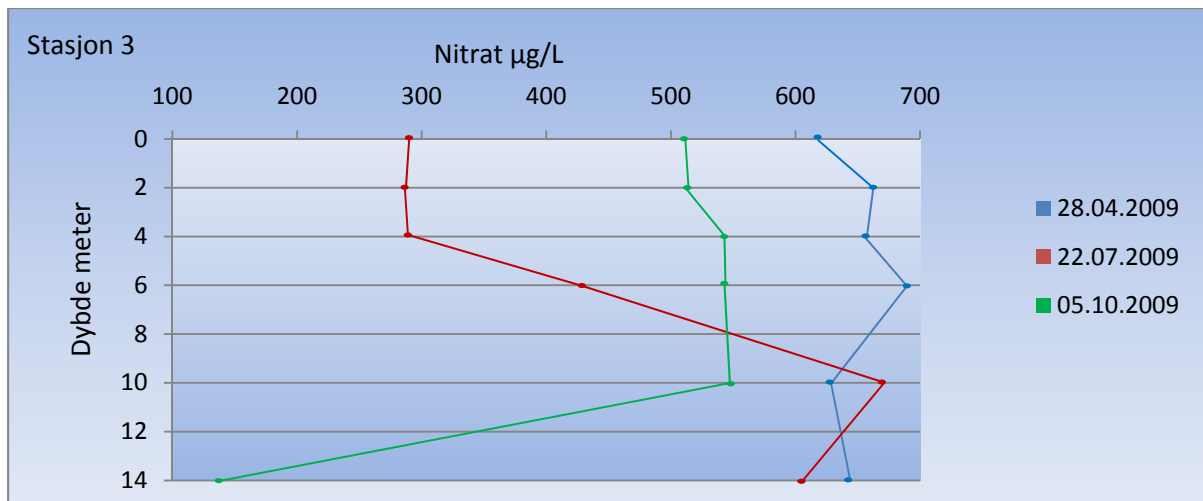
Nitrat er en oksidert form av nitrogen og er en av flere former av nitrogenforbindelser som er avgjørende for utbredelse og produksjon av alt liv. Nitrat blir assimilert til organiske nitrogenforbindelser i organismer (Wetzel 1983). Når nitrogen er oksidert til nitrat, er nitrogenet tilgjengelig for planter. Det finnes også en betydelig mengde mikroorganismer som

omdanner nitrat til N_2 ved nitrifikasjon (Pleym m fl. 1992). Figur 23 viser nitratinnholdet målt ved de ulike stasjonene i Åsrumvannet i 2009. Nitratkonsentrasjonen synker drastisk på sommeren til konsentrasjoner så lave som 282 $\mu\text{g/L}$ ved stasjon 5, da er planteopptaket høyest. I produktive innsjøer med lite tilrenning ser man ofte at nitraten i det trofogene sjiktet brukes helt opp under sommerstagnasjonen (Økland og Økland 1998). Opptaket av nitrat synker utover sensommeren og høsten og nitratkonsentrasjonen øker i Åsrumvannet til 643 $\mu\text{g/L}$ ved stasjon 5. Årsaken til det er at når alger og cyanobakterier dør så vil fosfat og ammonium slippes ut i vannet og ammonium oksideres til nitrat i nærvær av O_2 (Bjerkely 2008).

I dybdeprofilen for tre utvalgte datoer fra 2009 (fig 24), er konsentrasjonen av nitrat ganske stabilt høy på våren (632 – 688 $\mu\text{g/L}$). Nedover i dybden er det færre organismer og planter som utnytter fritt nitrat, derfor er konsentrasjonene høye på de utvalgte prøvetakingsdatoene ved 10 m. Nitratkonsentrasjonen synker mye mellom 10 og 14 m i oktober, men holder seg høyere ved 0 – 10 m. Det at nitratkonsentrasjonen synker mye, samtidig som ammoniumkonsentrasjonen stiger markert og at O_2 prosentene er helt nede i 4 % tyder på anaerobe forhold på 14 m om høsten. Nitrifikasjonsprosessen av ammonium oksideres til nitrat hemmes ved lav O_2 – metning. Det skjer tydeligvis også en denitrifikasjonsprosess i dypet på det tidspunktet. Under anaerobe forhold kan visse mikroorganismer som bryter ned organisk stoff, bruke nitrat som elektronakseptor i stedet for oksygen. Nitrat reduseres til nitrogen i flere trinn: $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ (Økland og Økland 1998).



Figur 23. Nitrat ($\mu\text{g/L}$) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.

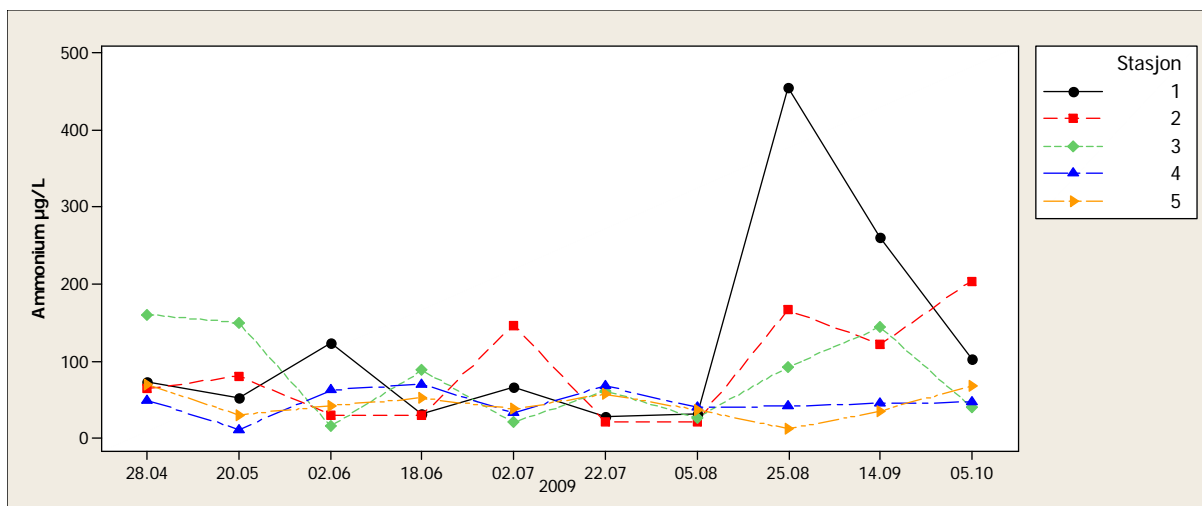


Figur 24. Nitrat ($\mu\text{g/L}$) ved stasjon 3, for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

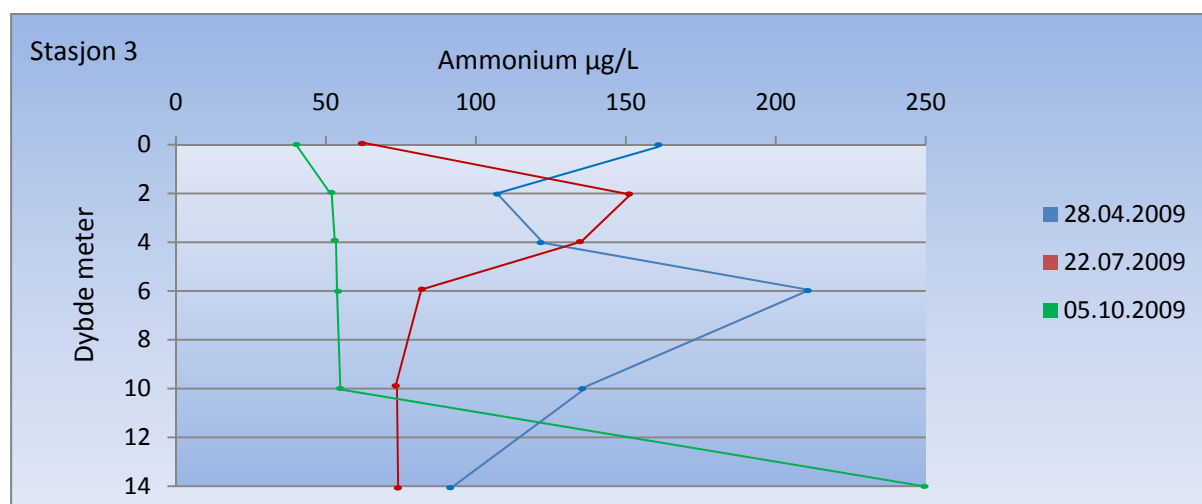
4.12 Ammonium – NH_4^+

Ammonium er enda en del av N_2 kretsløpet og ammoniummengdene i vannet er avgjørende for utbredelse og produksjon av alt liv. Ionet er selv en svak syre, med følgende syre – base – likevekt: $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{H}^+ + \text{NH}_3$. Ammonium er hovedsakelig et nedbrytningsprodukt fra planter og dyreproteiner (Maitland 1978). Ammonium er en viktig nitrogenkilde i naturgjødning og derfor også en nitrogenforurensning. Ammonium er en energi – effektiv kilde til nitrogen for planter (Wetzel 2001). Fordi alle vanlige ammoniumsalter er lett løselige i vann, kan man ikke fjerne dem ved felling. Da forholdet mellom ammonium og ammoniakk bestemmes av pH, kan ammonium fjernes ved å gjøre den basisk og så drive ut ammoniakk med luftgjennomstrømming (snl.no). Ammoniummengdene varierer stort sett gjennom hele året mellom 50 – 200 $\mu\text{g/L}$, med enkelte topper utover dette. Dette viser at planter i fotisk sone hurtig assimilerer ammonium ved tilgang til oksygen og lys (Wetzel 2001). De største toppene ble observert på stasjon 1 ved to tilfeller, 25.8 (455 $\mu\text{g/L}$) og 14.9 (261 $\mu\text{g/L}$) (fig 25). Dette kan skyldes at denne stasjonen er lokalisert rett ved Hageneselva, som renner gjennom landbruksarealer og at man har fått en betydelig avrenning til denne elva fra dyrket mark. I målingen i oktober er konsentrasjonen nede på nivå som ellers i året.

Ammoniummengdene varierer mye nedover i dypet og har en svært høy verdi (256 $\mu\text{g/L}$) på bunnen i oktober (fig 26). Dette skyldes primært at når organismer og planter dør, frigjøres store mengder nitrogen i form av ammonium. Ammonium er et sluttprodukt av nedbryting av proteiner og andre nitrogenholdige organiske forbindelser. Under anaerobe forhold stopper bakteriell nitrifisering av NH_4^+ til NO_2^- og NO_3^- opp (Wetzel 2001) og ammonium akkumuleres i vannmassene.



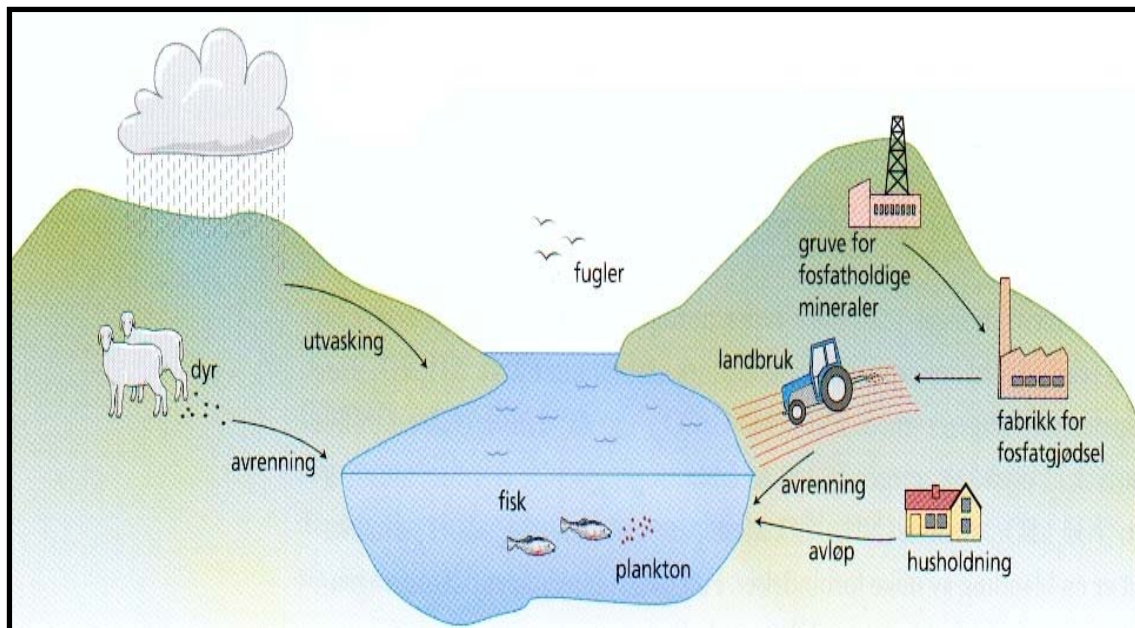
Figur 25. Ammonium ($\mu\text{g/L}$) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.



Figur 26. Ammonium ($\mu\text{g/L}$) ved stasjon 3, for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

4.13 Total P

Fosfor er ofte en begrensende faktor for vekst og produksjonen i ferskvann. Fosfor har ingen naturlig gassfase som kan mobiliseres når tilgangen er begrenset (Økland og Økland 1998). Både planter og bakterier trenger fosfat. Økende mengde total fosfor gir stort sett økende algemengde (Økland og Økland 1998). Figur 27 viser kilder til fosfor i vann. Avrenning fra skog – og fjellområder kan tilføre vassdrag rundt 4 – 15 kg P per km^2 nedbørfelt, mens jordbruksområdene gir tilførsler på 40 – 180 kg P per km^2 (Økland og Økland 1998).



Figur 27. Kilder til fosfor (Slettbakk m fl. 2003).

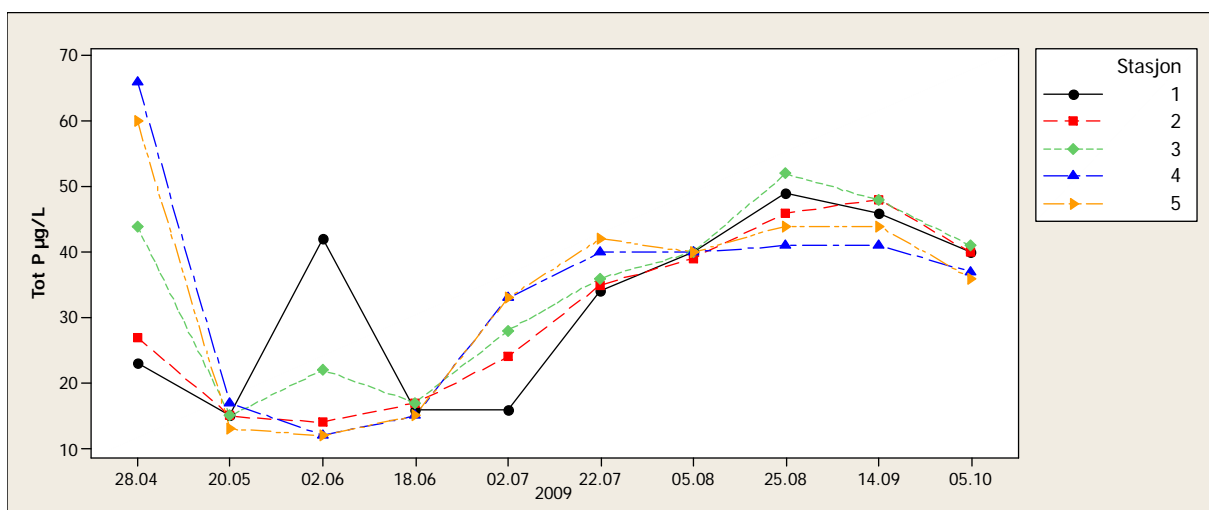
Rundt Åsumvannet er vegetasjonen varierende, med både fjell og skog som gir lav tilførsel og jordbruksareal og husholdninger som gir høy tilførsel av fosfor. Det meste av fosforet fra landbruksareal blir transportert til vassdragene bundet til partikler (Sørum kommune 2002). Figur 28 viser total P - mengde i Åsumvannet ved de ulike stasjonene i 2009. Vannet har ganske høyt innhold av fosfor på våren (23 – 77 µg/L), for å synke raskt frem mot forsommeren (16 – 20 µg/L). Stasjon 3,4 og 5 har fosfatkonsentrasjoner (44 – 66 µg/L) som skiller seg mye fra stasjonene 1 og 2 (23 – 27 µg/L) på første måledato. Dette skyldes trolig kort tid etter isgang, snøsmelting og avrenning fra jordbruk. Disse stasjonene ligger også ”som perler på en snor” og ligger da midt i hovedgjennomstrømmingen i Åsumvannet. Stasjon 4 og 5 ligger nær campingplassen og utløpet, og ligger som en vik. Trolig er disse mer utsatt for oppsamling fra resten av vannet, når vannet gjennomstrømmes etter snøsmelting med høy vannføring hver vår. Målingen 2.6 viser en topp på stasjon 1 (42 µg/L). Denne målingen ble trolig foretatt på for grunt vann akkurat den aktuelle dagen pga sterk vind. Ettersom temperaturen stiger i vannet, stiger også innholdet av fosfor på alle stasjonene. Dette skyldes trolig en fuktig midtsommer med høy avrenning fra nedbørfeltet, samt at vannet fortsatt er attraktivt som badevann pga de høye temperaturene. Menneskelig aktivitet fra campingplassen kan ha en hel del å si for total P – innhold i vannet sammen med jordbruksaktiviteter. I juni er biomassen av planteplankton i Åsumvannet relativt lav, dette fører til at dyreplankton ikke lenger har gunstige næringsforhold. Dyreplanktonmengden i

vannet vil derfor avta, noe som fører til nedbrytning og frigjøring av næringsstoffer som fosfat (Dodson 2005). Kloakkavrenning antas å være en liten eller ubetydelig kilde til fosfortilførsler i Åsrumvannet. Avløp fra bebyggelsen går til egne avløpsanlegg for hver bolig og et privat rensanlegg for den nye bebyggelsen som er dimensjonert for disse boligene. Anleggene har utløp i Numedalslågen (Fevik, pers medd 2010). Også oversvømmelsen i august har mye å si for total P konsentrasjonen i Åsrumvannet.

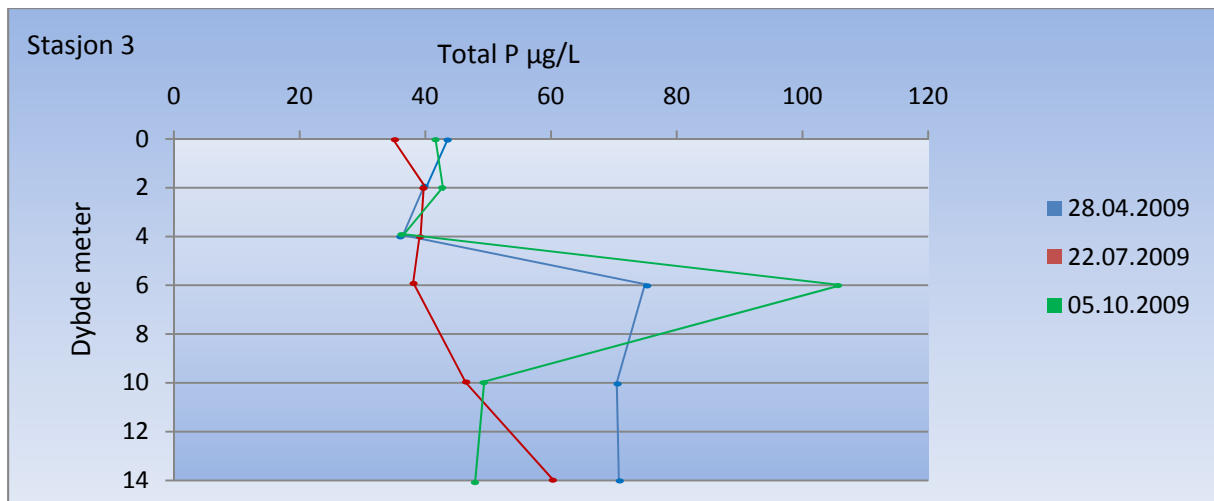
Hvis man sammenligner konsentrasjonene tall fra 1988 (vedlegg 1) med konsentrasjoner fra 2009, ser man en økende tendens av fosfor i Åsrumvannet. Dette viser at vannet utsettes for økende fosfortilførsler, på tross av endrete driftsformer i jordbruket. Dette kan skyldes høyere menneskelige aktivitet.

Dybdeprofilen (fig 29) viser at total P konsentrasjonen er nokså lik i alle dyp i juli, men med en svak økning mot bunn. På vår – og høstprøvene har man høyere konsentrasjoner i dypet, og især 6 m dybden peker seg ut med høye fosfatkonsentrasjoner. Dette kan tyde på at gjennomstrømmingen i vannet skjer ved dette dypet på stasjon 3, siden vannet er ganske grunt.

Åsrumvannet er mesotroft til eutroft ut i fra total P – konsentrasjonen i overflatevann gjennom vekstsesongen 2009. Under sommerstagnasjonen er total P innholdet jevnt i alle dyp pga lite tilgang av fosfor og høy turnover av fosfor (uit.no). Gjennomsnittsverdi av fosfor i overflatevann for alle stasjoner er 36 $\mu\text{g P/L}$ (tab 15 og 16), som ifølge veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) plasserer Åsrumvannet i kategorien ”dårlig” for innsjøtypen som Åsrumvannet tilhører.



Figur 28. Total fosfor ($\mu\text{g/L}$) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.

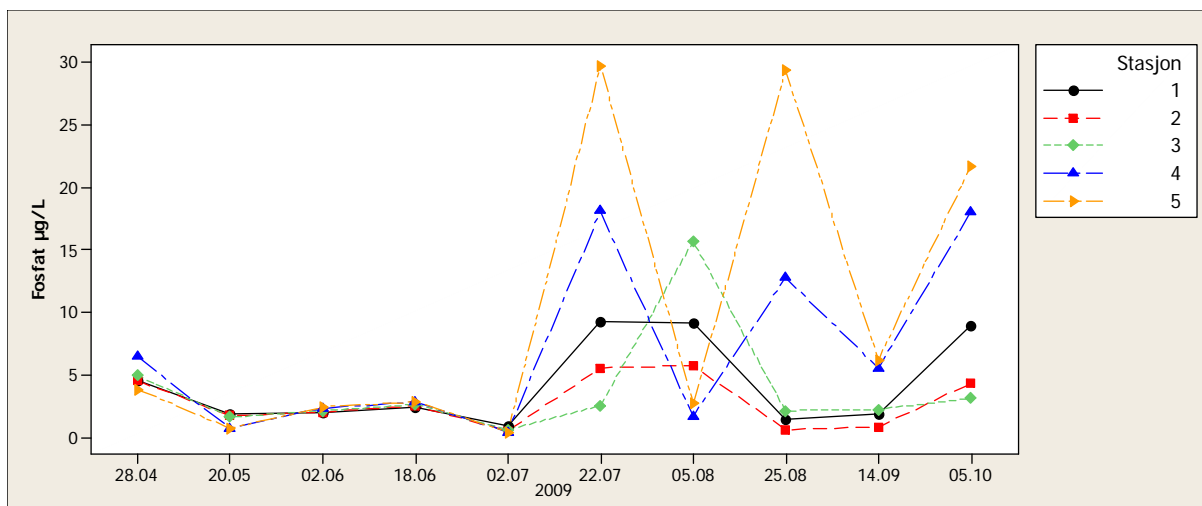


Figur 29. Total fosfor ($\mu\text{g/L}$) ved stasjon 3, for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

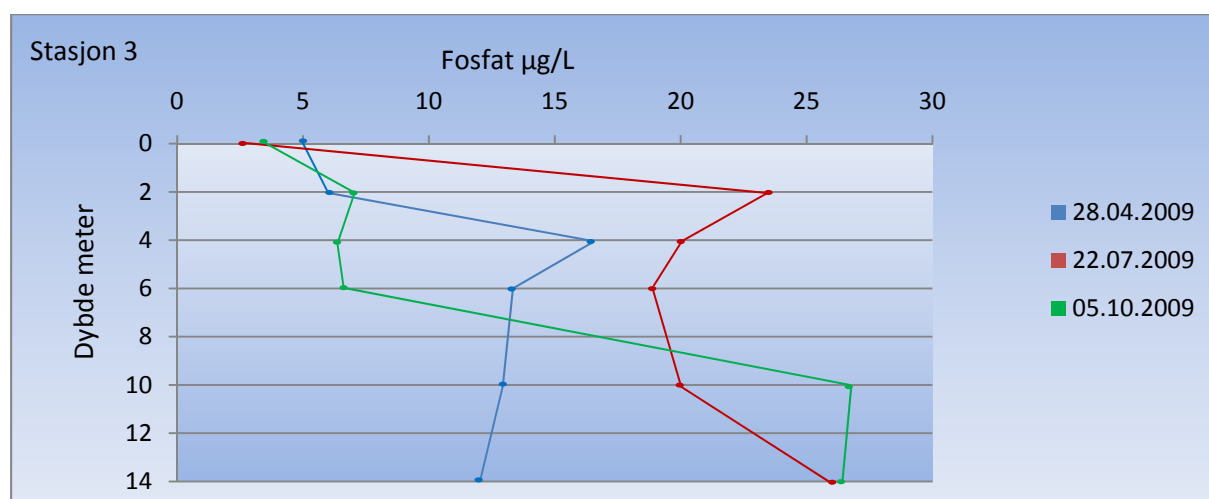
4.14 Fosfat – PO_4^{3-}

Nærværet av store mengder fosfationer i vann kan ha ødeleggende effekt på et akvatisk vannmiljø fordi de overgjødsler plantelivet. Polyfosfationer er anioner og inneholder mange fosfatenheter. Disse blir lagt til i vaskemidler for å danne løselige komplekser med metaller (Baird 1995). Tidligere var vaskemidler en av de største kildene til fosfat som forurensingskilde. Denne løste ortofosfaten, PO_4^{3-} , er klar til opptak hos planter og alger (Økland og Økland 1998). Med lite reaktivt fosfat tilstede, oppnår cyanobakteriene ofte en konkurransemessig fordel, idet de kan binde molekylært nitrogen som lett løses i vannet fra luften (Økland og Økland 1998). I Åsrumvannet ligger det først og fremst en campingplass, men også en del hytter rundt vannet, som trolig gir et visst utslipp av fosfater. Mengdene av fosfat varierer en del gjennom vekstsesongen, og holder seg generelt en god del høyere i de dypere vannlag (dypere enn 4 meter) enn i overflaten (fig 29). Det er likevel store variasjonstopper på 2 m og 4 m. Dette kan skyldes nedbrytning av organisk materiale. For stasjon 1 ligger fosfatkonsentrasjonen relativt stabil over mesteparten av sesongen, men får en topp i forbindelse med mye regn og avrenning i slutten av juli og tidlig i august. Det samme kan sies om stasjon 2. Alle stasjonene får en liten oppgang senhøstes, det skyldes trolig regn og høstpløying hos gårdsbruk rundt Åsrumvannet. For stasjon 3 får man kun en topp ($15,7 \mu\text{g/L}$) i forbindelse med flommen tidlig i august. Stasjon 4 viser litt hvilke fosformengder som renner ut av Åsrumvannet, siden denne stasjonen er lokalisert ved utløpselva. Målingene viser flere toppe og jevnt høyere konsentrasjon ($12 - 18 \mu\text{g/L}$) enn flere av de andre stasjonene. Stasjon 5 er rett ved den største menneskelige påvirkningen i hele Åsrumvannet, campingplassen.

Det er nesten ingen forskjell i overflaten mellom de tre datoene, men nedover i dypet oppstår store forskjeller (fig 31). På den første prøvetakingsdatoen, øker konsentrasjonen markert allerede med mot 2 meter, og det er relativ høy konsentrasjon nedover i dypet (11,8 – 16,5 µg/L). På denne tiden har man lite planter og alger i omløp i vannet. Det vil kunne si at sedimentene avgir betydelig mengder fosfor nettopp i den tiden når algemengden er på sitt laveste og stillestående vann, det vises også ved konsentrasjonen på 6 meter. Under anaerobe forhold i sedimentene, kan jernfosfatutfellinger frigis fra sedimentene, dette vil da gjøre fosfat biotilgjengelig (<http://www.water-research.net>). På neste prøvetakingsdato, midt på sommeren, har alger og cyanobakterier forsynt seg av nesten all tilgjengelig fosfat i overflatesjiktet, men allerede på 2 meter finnes det rikelige mengder av fosfat. Konsentrasjonene holder seg høye (19- 26,5 µg/L) fra 2 m til bunn. I perioder med høy pH og sterk vind vil fosfat kunne tilføres fra grunnere områder og til de frie vannmassene (Andersen og Færøvik 2007). På siste prøvetakingsdatoen er fosfat nesten totalt brukt opp i de øverste sjiktene. Dette kan skyldes at det på høsten finnes store mengder cyanobakterier som utnytter fosfatet effektivt. Det utnyttes direkte ved aktiv biologisk transport ved at kolonier av *Microcystis* og andre cyanobakterier bruker sine karakteristiske gassvakuoler til å vandre opp og ned i vannsøyla og på den måten ta med seg fosfor fra dypere vannlag. Høy algemengde gir høy fotosyntese, som igjen gir høyere forbruk av CO₂ enn det som kan erstattes ved utlufting gjennom vannoverflaten. Når CO₂ – innholdet i vannet synker, forskyves kjemiske likevekter slik at pH stiger. Når pH stiger forandres adsorpsjonslikevektene mellom vann og sedimentpartikler slik at sedimentene får mindre evne til å binde fosfat (Andersen og Færøvik 2007). Dette vises ved at det frigjøres fosfat og at konsentrasjonen stiger på de dypeste målepunktene. Fosfatet i en innsjø resirkuleres ved at blant annet dyreplankton og fisk slipper ut ekskrementer som inneholder mye fosfat. Ved stasjon 4 og 5 vil det være høye fosfatmengder (fig 30) pga at det samles døde dyre og planteplankton som frigjør næringsstoffer når de brytes ned (Dodson 2005).



Figur 30. Fosfat ($\mu\text{g/L}$) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.



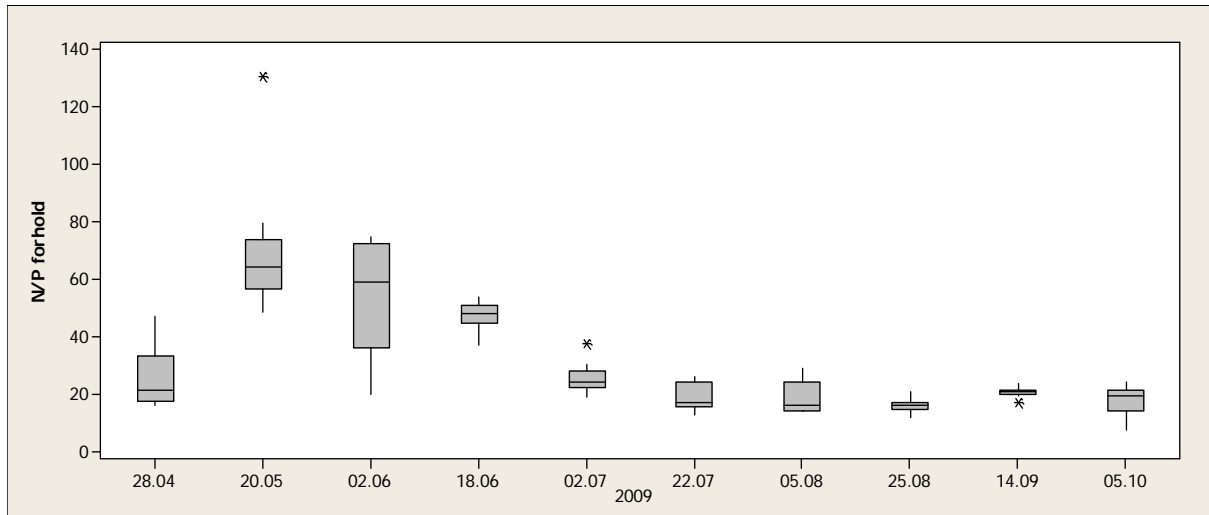
Figur 31. Fosfat ($\mu\text{g/L}$) ved stasjon 3, for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

4.15 N/P forhold

Forholdet mellom total nitrogen og total fosfor har betydning for hvilke algetyper som potensielt kan blomstre opp i et vann. Cyanobakterier kan ta opp nitrogen direkte fra løst gass i vannet, og får dermed en konkurransemessig fordel ved lave nitrogenkonsentrasjoner (Wetzel 2001). Det er vanlig å anta at begrensende faktor for algevekst er nitrogen når N/P forholdet er mindre enn 22 (Cole 1994).

I Åsrumvannet er det høye forholdstall fra april til begynnelsen av juli (N/P \rightarrow 131). Fra slutten av juli og ut året så stabiliserer verdiene seg og forholdet ligger rundt 20 (fig 32). Dette tyder på at nitrogen vil kunne være den begrensede faktor under store deler av sesongen. Det er naturlig å trekke sammenligninger til Goksjø som både i 1999 og 2004 hadde forholdstall vesentlig høyere enn 22. Faktisk var N/P forholdet > 55 i hele 1999 (Sandefjord

kommune 1999) og i 2004 var forholdet > 40 (Samarbeidsgruppa for Goksjø 2005a). I Goksjø er fosfor den begrensende faktoren for algevekst. Dermed har ikke cyanobakteriene noe konkurransemessig fordel i Goksjø (Sandefjord kommune 1999).



Figur 32. N/P forholdet i Åsrumvannet for alle stasjonene samt dybdeprofilen i 2009. Ekstremverdier for målingene er markert med *.

4.16 Ioner/Saltinnhold.

Innholdet av ioner i norske innsjøer og elver domineres av fire kationer Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ og K^+ og tre anioner HCO_3^- , SO_4^{2-} og Cl^- . Innholdet av ioner i en innsjø er grovt sett summen av alle disse ionene. Disse saltene kommer ut i vannet fra kjemisk forvitring fra løsmasser, berggrunn, atmosfæren og påvirkning fra det marine miljø (Bjerketvedt og Pedersen 1996, Økland og Økland 1998).

4.16.1 Kalsium

Kalsium i vannet kommer som regel fra kalksteinområder i nærheten av vannet og er viktig for planter og dyr i ferskvann. Kalsiuminnholdet i bløtt vann vil være stabilt gjennom året, med små variasjoner i dybden, mens i innsjøer med hardt vann varierer kalsiumnivået markant gjennom sesongene (Wetzel 2001).

I Åsrumvannet er kalsiuminnholdet ganske høyt (3,8 – 5,2 mg/L) sammenlignet med gjennomsnittsverdiene for Østlandet, som er 1,7 mg/L (Økland og Økland 1995). Innholdet av kalsium er ganske stabilt gjennom sommeren (3,8 - 4 mg/L), men vi ser en økning på slutten av sesongen (4,6 – 5,2 mg/L)(tab 11). Økningen kommer etter flommen i august, det kan derfor være sannsynlig at vannet fra Lågen i tillegg til mye regn har ført til at konsentrasjonene av kalsium har økt.

4.16.2 Magnesium

Magnesium er viktig for planter bl.a. på grunn av at magnesium finnes i klorofyllmolekylene. Det er et mikronæringsstoff, som det som regel finnes mye av i forhold til behovet til organismene. Tilførsel av magnesium kommer hovedsakelig fra berggrunnen via regnvannet (Wetzel 1983). Innholdet i Åsrumvannet av magnesium var stabilt rundt 1 – 1,2 mg/L (tab 10). Det er en økning i september og oktober, som skyldes mye regn som skyller ut magnesium i vannet.

Tabell 10. Gjennomsnittsverdier for kationene Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ og K^+ (mg/L) i Åsrumvannet 2009.

Dato	28.4	20.5	2.6	18.6	2.7	22.7	5.8	25.8	14.9	5.10
Ca^{2+} mg/L	3,8	4	4,1	4	4,1	4	4,1	4,6	5	5,2
Mg^{2+} mg/L	0,9	1,1	1,1	1,2	1,2	1,1	1,1	1,3	1,5	1,5
Na^+ mg/L	5	5,7	5,3	5,9	6	5,6	5,2	5,9	6,2	6,3
K^+ mg/L	0,9	1,1	0,9	1,3	1	1	1	1,1	1,2	1,3

4.16.3 Natrium og kalium

Begge disse stoffene er nødvendige plantenæringsstoffer. De er blant annet med på å opprettholde det osmotiske trykket i cellene. Konsentrasjonen i vannet er stabilt fordi stoffene i mindre grad forbrukes i biologiske prosesser. Som regel vil norske innsjøer inneholde mer enn nok til å dekke behovet til organismene (Økland og Økland 1995). I innsjøer i Norge så er normale natriumkonsentrasjoner fra 1-15 mg Na/L. Ofte vil innsjøer som ligger i nærheten av havet ha høyere natriumkonsentrasjoner pga havvannspåvirkning (fhi.no). Ifølge 1000 innsjøers undersøkelse er gjennomsnittsverdiene for Norge for natrium 1,3 mg Na^+ /L og for kalium 0,2 mg K^+ /L (Lien m fl. 1987).

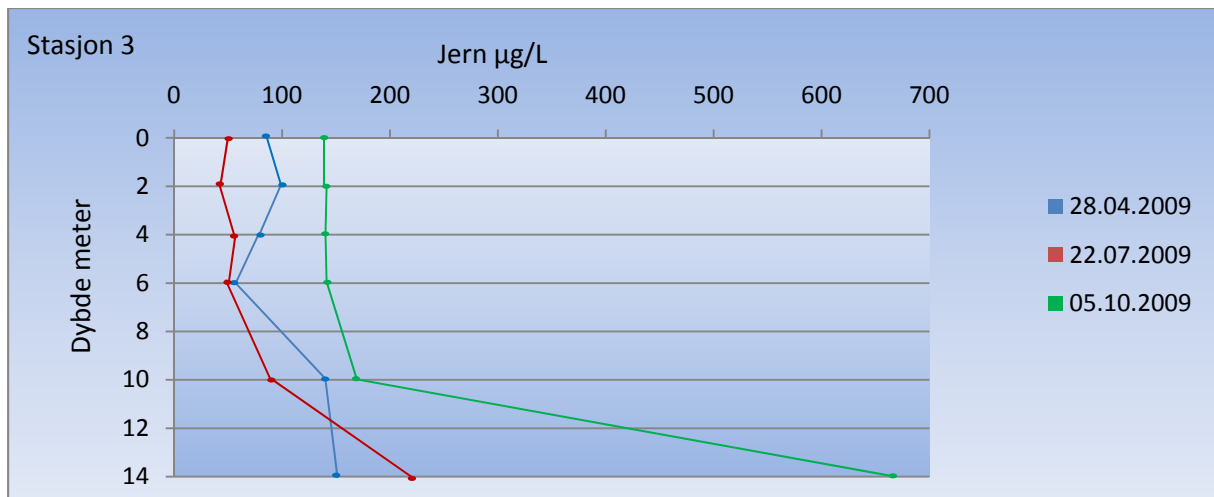
Gjennomsnittsverdiene i Åsrumvannet er forholdsvis høye (3,8 – 5,2 mg Na^+ /L og 0,9 – 1,3 mg K^+ /L) (tab 14). Årsaken til dette kan være at innsjøen ligger nærme havet eller pga av veisalting i området. Natriummengdene for Åsrumvannet er også ganske stabile gjennom hele perioden. Kaliuminnholdet i Åsrumvannet er også stabilt. Det er en økning av kalium utover sesongen. Årsaken til dette er sannsynligvis utslipp fra jordbruk og kloakk.

4.16.4 Jern og mangan

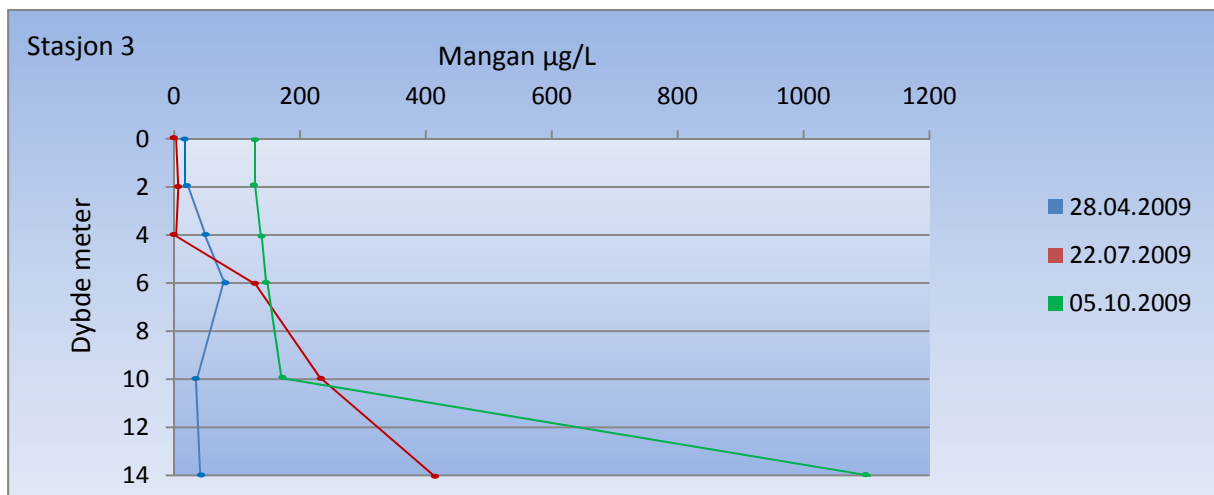
Både jern og mangan forekommer i jordskorpen og de løses ut fra jord og bergarter. Dersom vannet er surt vil det øke jerntilførselen til vannet. Jern forkommer ofte som enten toverdig (Fe^{2+}) eller treverdig jern (Fe^{3+}). I vann med mye organisk stoff, vil ofte jern danne komplekse forbindelser med organisk materiale. Disse kan da farge vannet i en gulbrun farge (Økland og Økland 1998). Jernmengdene i Åsrumvannet tilsvarer ut i fra SFT's klassifisering en mindre god tilstand (50 -100 $\mu\text{g Fe/L}$). Manganmengdene minker utover sommeren, fra april (39 $\mu\text{g Mn/L}$) til starten av juli (15 $\mu\text{g Mn/L}$) hvor de ligger innenfor god til mindre god tilstand. Fra slutten av juli til og med oktober er tilstanden dårlig (100 – 150 $\mu\text{g Mn/L}$). Den 5.10 er det en svært høy gjennomsnittsverdi av mangan (235 $\mu\text{g Mn/L}$). Det er fordi konsentrasjonen på bunnen av vannet var helt opp i 1120 $\mu\text{g Mn/L}$ (fig 34). Dette kan selvfølgelig være en feil, men tendensen var at det var høyere manganmengder nede på bunnen av innsjøen. I stagnasjonsperiodene i vannet vil ofte mangan og jern løses ut fra sedimentene (Økland og Økland 1995). I innsjøer vil nedbrytning av sedimentert organisk materiale foregå nede ved bunnen. På dette dypet vil det kunne bli lite oksygen (4 % 5.10) som resultere i utlekkasje av jern- og mangan fra sedimentene og derfor de høye konsentrasjonene (fig 33 og 34).

Tabell 11. Gjennomsnittsverdier ($\mu\text{g/L}$) for jern og mangan i Åsrumvannet 2009.

Dato	28.4	20.5	2.6	18.6	2.7	22.7	5.8	25.8	14.9	5.10
Fe $\mu\text{g/L}$	94	59	46	52	62	68	72	96	114	140
Mn $\mu\text{g/L}$	39	8	10	14	15	84	68	136	109	235



Figur 33. Jern ($\mu\text{g/L}$) ved stasjon 3 i Åsrumvannet for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.



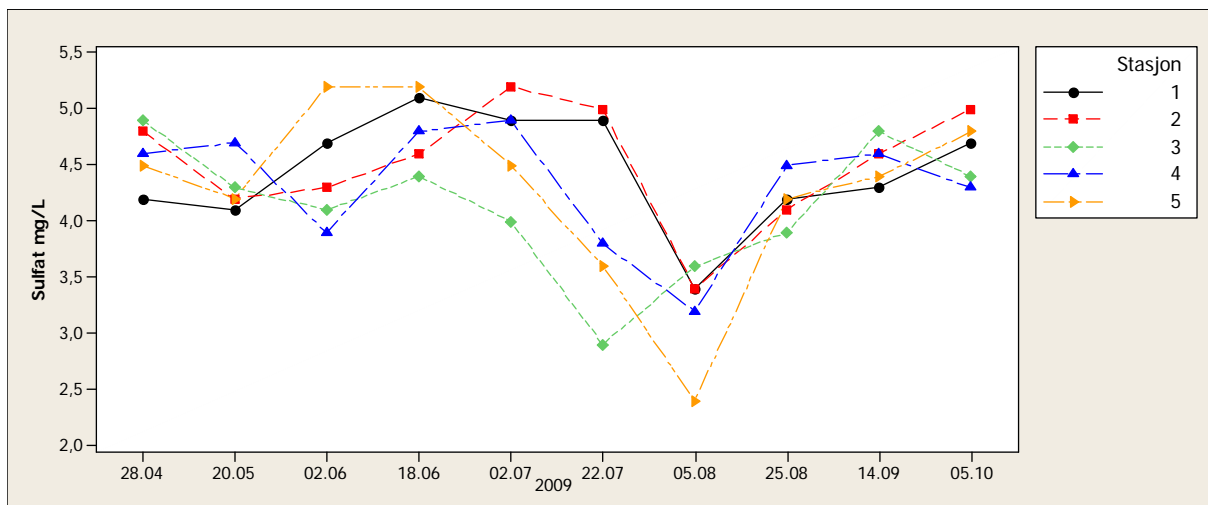
Figur 34. Mangan ($\mu\text{g/L}$) ved stasjon 3 i Åsrumvannet for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

4.16.5 Sulfat – SO_4^{2-}

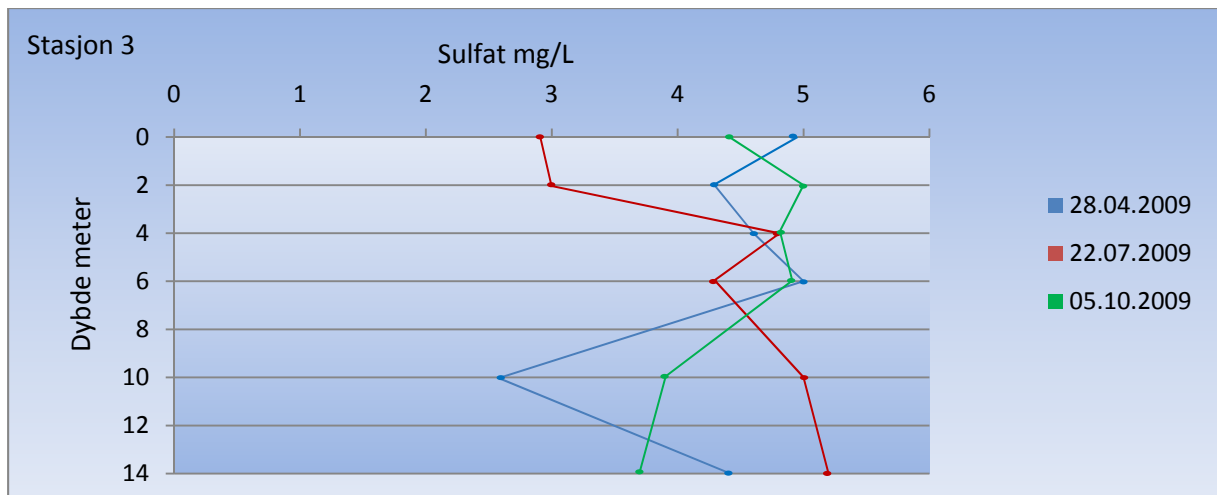
Sulfat er anion av svovelsyre og stammer fra for eksempel forbrenning av svovelholdige produkter. Sulfat finnes også fritt i havvann, såkalt marint sulfat, og kan dominere i innsjøer som er lokalisert relativt nærme havet. Ikke – marint sulfat stammer i all vesentlighet fra forbrenning av svovelholdig fossilt brensel som gir SO_2 , som oksideres videre til SO_4^{2-} (Økland og Økland 1995). En del av svevelet kommer ned til innsjøoverflaten i form av nedbør. Dette har gitt begrepet ”sur nedbør”. Sulfat kan også frigjøres ved forvitring av berggrunn (Wetzel 2001). Svovel er viktig for planter og de tar opp sulfat for å dekke dette behovet. Svovelforbindelser kommer ut i vannet ved blant annet sur nedbør og avrenning fra

nedbørsfeltet. Svovel er en viktig bestanddel i proteiner og vil frigjøres som H₂S ved forråtnelse. I Norge vil sulfatinnholdet i innsjøer oftest ligge mellom 1 – 10 mg/L (Økland og Økland 1998). Åsrumvannet har en stabil sulfatmengde mellom 4 – 5,5 mg/L (fig 35).

Åsrumvannet ligger relativt nærme havet, ca 17 km til Larviksfjorden. Dette kan bidra med sulfat i nedbør fra sør. Videre er det ikke langt fra store veier og dertil hørende utslipp fra biltrafikk. Den 5.8.2009 er sulfatmengdene lavere (gjennomsnitt 3,5 mg/L) enn ellers i sesongen (gjennomsnitt 4,5 mg/L) (fig 35). Den 5.8 ble Åsrumvannet oversvømt av vann fra Lågen pga mye nedbør. På dybdeprofilen er det høyere verdier i overflaten i april (fig 36). Årsaken til dette er mest sannsynlig smeltevann som bidrar til høyere verdier i overflaten. Midt på sommeren (22.7) er det lavere verdier på 0 m og 2 m enn lengre ned i dypet (fig 36). Dette kan skyldes opptak i organismer og høy fotosynteseaktivitet. Lavere sulfatmengder 5.10 i dypere vannlag kan muligens forklares ved reduksjonsprosesser pga anaerobe forhold på dypet. Resten av datoene er det kun mindre variasjoner med dypet. Åsrumvannet ligger en del høyere enn landsgjennomsnittet når det gjelder sulfat som er på 1,8 mg/L (Skjelkvåle 2008).



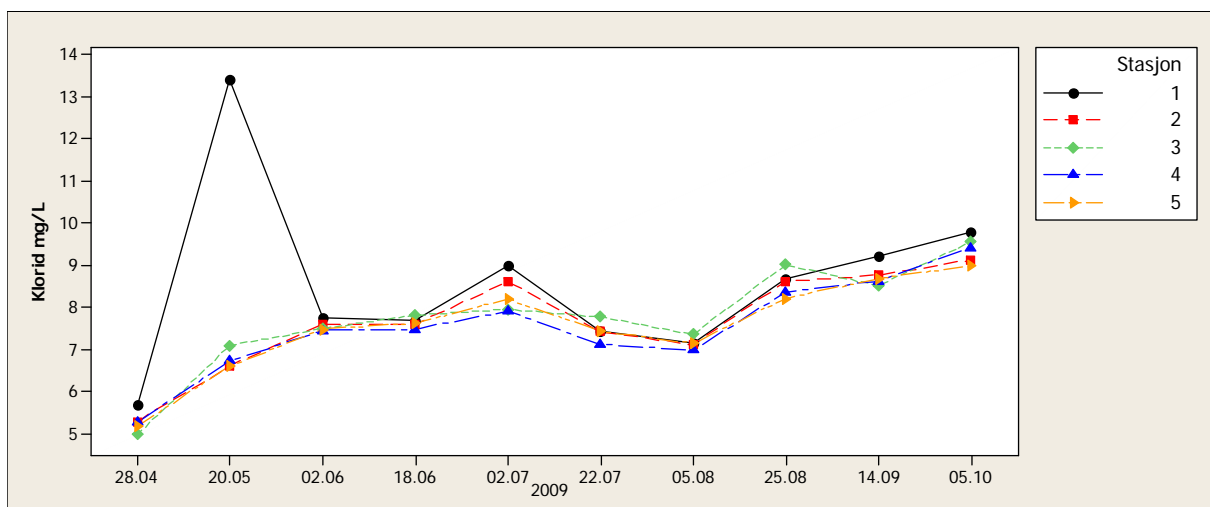
Figur 35. Sulfatmengder (mg/L) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.



Figur 36. Sulfatmengder (mg/L) ved stasjon 3, for utvalgte datoer i 2009. Dybdeprofil 0 – 14 m.

4.16.6 Klorid (Cl)

Klorid tilføres som regel fra marine avsetninger og fra nedbør (Økland og Økland 1998). I løpet av sommeren økte kloridmengden jevnt fra rundt 5 til 9 – 10 mg/L (fig 37). Det forekommer også en ekstremverdi (13,4 mg/L) på stasjon 1, den 20. mai. Det kan ha vært en forurensning av prøven eller en analysefeil. Kloridmengdene kan også være korrekt dersom det har vært mye nedbør eller avrenning i den perioden. Stasjon 1 er innløpet til innsjøen og det kan ha bidratt til dette. Årumvannet har høye kloridkonsentrasjoner, noe som er normalt hos innsjøer som ligger nærme kysten. Gjennomsnitt for Norge er på 4,03 mg/L (Skjelkvåle 2008).



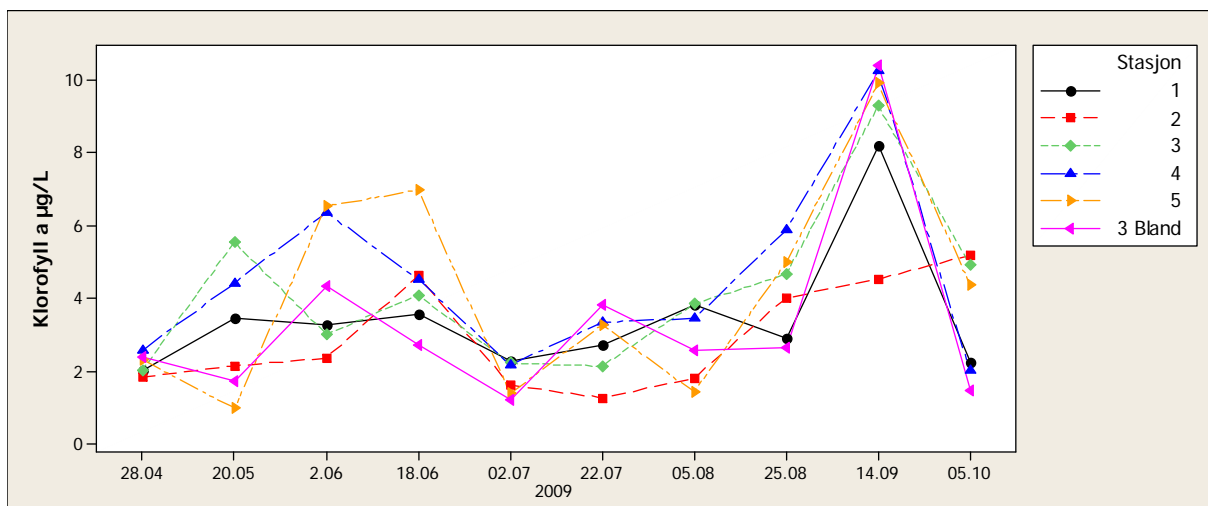
Figur 37. Kloridkonsentrasjonen (mg/L) i overflatevannet i Årumvannet i perioden april – oktober 2009.

4.17 Klorofyll a

Klorofyll a er et pigment av klorofyll som gir fotosyntetiserende organismer deres grønnfarge. Det finnes flere typer klorofyll: a, b, c, d, og bakterieklorofyller. Kjemisk skiller de seg lite fra hverandre. Alle alger og cyanobakterier har klorofyll a (blågrønt) og dette kan dermed måles i et spektrofotometer (snl.no). Klorofyll a blir også benyttet som et mål på biomasse, fordi det er sammenheng mellom klorofyll a og biomasse. Klorofyll a nivået kan variere noe i alger avhengig av ulike vekstforhold, som lys, næringstilgang og temperatur (Kallf 2001).

Klorofyllkonsentrasjoner som er i området 2 – 4 µg/L tilsvarer ”meget god” eller ”god” tilstand. De fleste av prøvene fra Åsrumvannet 2009 (fig 38) ligger innenfor dette området. Unntaka er noen enkelte stasjoner i perioden mai til og med juni 2009 (fig 38). Den 14.9 er alle stasjonene bortsett fra stasjon 2 over 4 µg/L helt oppe i 8 – 10 µg/L. Dette er innenfor tilstandsklasse ”dårlig” (8 – 20 µg/L).

I september er det en topp av klorofyll a (8 - 10 µg/L), årsaken til dette er nedbør og tilførsel av vann fra Numedalslågen som inneholder næringsstoffer. Dermed vil det være gode forhold for en ny oppblomstring av planteplankton og cyanobakterier. I oktober vil klorofyllmengdene synke igjen. Temperaturen og andre fysiske og biologiske parametre er ikke lenger gunstige og dermed dør mesteparten av planteplanktonet.



Figur 38. Klorofyll a (µg/L) i overflatevannet i Åsrumvannet i perioden april – oktober 2009.

4.18 Kvalitativ planteplanktonanalyse

Planteplanktonet i en innsjø står for det meste av primærproduksjonen. Det består av en rekke grupper. Disse er cyanobakterier (Cyanophyceae), gullalger (Chrysophyceae), kiselalger (Diatomophyta), svelgflagellater (Cryptophyceae), fureflagellater (Dinophyceae), øyealger (Euglenophyceae) og grønnalger (Chlorophyceae). Mange av disse er encellede, men enkelte kan være kolonidannende.

I en innsjø vil ulike arter / slekter dominere på ulike tidspunkt avhengig av flere faktorer. I våroppblomstringen vil små rasktvoksende alger dominere, mens det på sommeren vil være flest grønnalger. Da vil biomassen også være lavere (Dodson 2005).

Ikke alle stasjonene ble studert, men man konsentrerte seg om stasjon 3 og tok i tillegg stikkprøver fra stasjoner som kunne ha andre arter enn stasjon 3. Dette var i hovedsak stasjonene 4 og 5, siden de ligger i sørsiden av vannet. Det ble også foretatt undersøkelser fra stasjon 1 og 2 ved et par anledninger. Over hele året ble det funnet mange og ulike typer alger.

Generelt viser det seg at:

- Alle stasjonene ser ut til å være nokså like når det gjelder artssammensetning av planteplankton.
- Det var stor variasjon i samfunnet, viktige grupper var gullalger, kiselalger, fureflagellater og cyanobakterier, se vedlegg 5.
- På høsten var Åsrumvannet dominert av cyanobakterier av flere arter og slekter.

En oversikt over algene som var dominerende på ulike tidspunkt av vekstsesongen 2009 i Åsrumvannet vises i tabell 12, sortert alfabetisk og ordnet etter "Växtplanktonflora", Tikkanen og Willén 1992.

Tabell 12. En oversikt over cyanobakterier og dominante alger i Åsrumvannet i 2009.

Navn \ Dato	28.4	20.5	2.6	18.6	2.7	22.7	5.8	25.8	14.9	5.10
Cyanobakterier										
<i>Anabaena inaequalis</i>									X	
<i>Anabaena lemmermannii</i>				X	X	X	X	X	X	
<i>Anabaena sp</i>		X				X		X		
<i>Microcystis aeruginosa</i>			X					X		X
<i>Microcystis viridis</i>									X	
<i>Planktothrix agardhii</i>									X	
<i>Phormidium</i>									X	
<i>Snowella lacustris</i>			X		X		X	X	X	X
<i>Woronichinia naegeliana</i>	X			X		X	X	X	X	X
Andre alger										
<i>Asterionella formosa</i>	X	X	X				X		X	X
<i>Botryococcus braunii</i>				X						X
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>							X			
<i>Chlamydocapsa sp</i>					X					
<i>Dinobryon cylindricum</i>		X	X				X			
<i>Rhizosolenia longiseta</i>				X						
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	X	X			X	X	X			
<i>Staurastrum sp</i>						X		X	X	
<i>Synura sp</i>		X								
<i>Gonyostomum semen</i>								X	X	

I Åsrumvannet ble *Anabaena lemmermannii* funnet fra ca midten av sommeren og helt til september. Det var ikke den dominerende arten av cyanobakterier på noe tidspunkt av sesongen, men arten var absolutt til stede. Dette er en art som Larvik kommune også har problemer med i andre vann i kommunen (Nygaard, pers medd 2009). På slutten av vekstsesongen er produksjonen av hvileceller rikelig og koloniene forvandles til en stor samling av hvileceller (Tikkanen og Willèn 1992).

Det fantes andre arter av *Anabaena* til stede litt spredt utover vekstsesongen i Åsrumvannet. Disse var periodevis dominerende i håvprøvene.

I Åsrumvannet ble *Microcystis aeruginosa* observert sporadisk under sesongen, men uten de store oppblomstringene. Arten forekommer i ulike typer av innsjøer, men er spesielt vanlig i eutrofe vann der vannblomst er et årlig fenomen (Tikkanen og Willèn 1992). I og med at den kan danne vannblomst, finnes arten i et vidt spekter av innsjøer, men hyppigst i polyeutrofe og hypereutrofe vann. De vil da kunne danne nesten monokulturer i de øverste vannmassene (Brettum 1989).

Microcystis viridis var også til stede på høsten og hører til de næringsrike vannenes planktonplankton. Den forekommer ofte blant andre vannblomstarter (Tikkanen og Willèn 1992).

I Åsrumvannet ble *Planktothrix* funnet tidlig på høsten, og det var også i den perioden det ble funnet toksiner i prøvene. Utslag ble gjort på både microcystin – og saksitoksinanalyser.

Planktothrix er en vanlig planktonisk slekt som ofte forekommer i eutrofe vann. Den kan forårsake vannblomst alene eller sammen med andre arter / slekter, og visse stammer danner algetoksiner (Tikkanen og Willèn 1992).

Snowella lacustris er en vanlig art i ferskvann (Tikkanen og Willèn 1992). Den var tidvis dominerende i Åsrumvannet og til stede allerede fra tidlig på sommeren.

Woronichinia naegeliana var en av de dominerende artene på ettersommer og tidlig høst, og var med å farge vannet grønt i vannoverflaten på visse steder i Åsrumvannet. *W. naegeliana* er en vanlig art, til og med i næringsfattige vann (Tikkanen og Willèn 1992).

Dominerende mengder

Asterionella formosa var en dominerende alge i Åsrumvannet, periodevis på vårparten også helt dominant. *A. formosa* hører til kiselalgene og er en av de vanligste og rikeligste forekommende planktoniske artene av kiselalger. I eutrofe vann, som Åsrumvannet er, dominerer den robuste typen av *A. formosa* (Tikkanen og Willèn 1992). Denne algen dominerer ofte i forsommer – og sommerplanktonet der innsjøen er belastet av forurensende tilførsler. Denne arten har imidlertid bred økologisk toleranse og er ingen god indikatorart (Brettum 1989).

Botryococcus braunii fantes sporadisk i prøvene fra Åsrumvannet, men da uten å danne vannblomst. Kolonifargen varierer fra mørkt olivengrønt til klart rustbrunt, denne fargen skyldes oljerike assimilasjonsprodukter. Disse produktene gjør at koloniene er lettere enn vann og kan legge seg på vannflaten, og kan forårsake vannblomst, akkurat som cyanobakterier (Tikkanen og Willèn 1992).

Chlamydocapsa planctonica tilhører grønnalgene. Og var en markert art ved et tilfelle på sensommeren. *C. planctonica* er en vanlig plantonisk art i ulike typer vann (Tikkanen og Willèn 1992).

Sphaerocystis schroeteri tilhører grønnalgene og var til stede utover forsommeren i Åsrumvannet. Den forekommer i mange ulike type vann, men er en indikatorart for næringsfattige vann (Tikkanen og Willèn 1992).

Dinobryon cylindricum tilhører gullalgene, var vanlig første del av sesongen, og kom litt tilbake i august. *D. cylindricum* er en ganske vanlig art i ulike typer vann (Tikkanen og Willèn 1992).

Rhizosolenia longiseta tilhører kiselalgene og fantes tidlig i sesongen med en topp før St. Hans i Åsrumvannet.

Staurastrum sp tilhører desmidièer (Desmidiales). I Åsrumvannet var det en betydelig andel av *Staurastrum sp* på siste del av sommeren. Gruppen finnes i mange typer vann, men den rikeste diversiteten finnes i myrvann. Det finnes også både næringskrevende og mindre krevende arter (Tikkanen og Willèn 1992).

Synura sp tilhører gullalgene. Disse er veldig små arter som må artsbestemmes i elektronmikroskop, og det har man foreløpig ikke tilgjengelig ved HIT. Den ble funnet sent på våren ved flere stasjoner i Åsrumvannet

Gonyostomum semen ble observert to ganger på høsten i Åsrumvannet. *G. semen* tilhører klassen Rhaphidophyceae (Chloromonadophyceae) og blir regnet som en problemart. Den opptrer ofte i vannprøver fra norske innsjøer, særlig i humusrike vann (Brettum 1989). Den er en planktonisk art i ulike vann og myrhull, som oftest er påvirket av avløpsvann. Ved rikelig forekomster forårsaker dette ubehageligheter, bl.a. på badestrender ved at slimete algeceller fester seg på huden. Dette slimet er vanskelig å vaske bort, danner en ubehagelig hinne og fører til intens kløe. Arten begynner å bli mer vanlig i Norden (Tikkanen og Willèn 1992).

4.19 Kvantitativ planteplanktonanalyse

Biomasseberegning i Åsrumvannet vises i vedlegg 6.

Biomassen i en dimiktisk innsjø vil følge et fast mønster, med en oppblomstring på våren, fulgt av en stagnasjonsperiode i vannet hvor planktonmengden vil avta mye. På høsten vil mange av næringsstoffene bli virvlet opp slik at man vil få en ny oppblomstring. Ofte vil det være ulike arter som dominerer på ulike tidspunkt, avhengig av ulike parametre som temperatur, lys, pH, næring osv. Dyreplankton vil påvirke bestanden av planteplankton, fordi

de vil bidra til å redusere bestanden ved predasjon. De vil også være med på å øke bestanden fordi de tar med seg næringsstoffer fra bunnen av en innsjø der de er om dagen og opptil overflaten om natten. På denne måten frigjør de ekskrementer i overflaten som bidrar til å gjødsle planteplanktonet (Sigg 2005, Bjerkely 2008). PEG (Plankton Ecology Group) modellen sier at det vil være en planteplankton topp tidlig på våren. Dette vil føre til en økning i dyreplanktonet pga mye mat. Predasjon på planteplanktonet vil minske bestanden til et minimum i mai - juli. Deretter vil det bli for tett bestand av dyreplankton og de vil dø pga matmangel. Dette vil føre til en klarvannsfase hvor det vil være et større siktedyp (fig 11) enn resten av perioden. Når dyreplanktonet dør vil dette føre til frigjøring av næringsstoffer og sammen med varmt vann og redusert predasjon vil det føre til en ny oppblomstring av planteplankton fra juli/august (Dodson 2005).

Biomassen i Åsrumvannet varierte under året, fra ekstremt høye biomasser på vår og tidlig sommer ($8870 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ 2.06) til $430 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ i begynnelsen av august (fig 39). Klorofyll a mengdene i samme periode viste sammenfallende topper som biomassen (fig 38).

På høsten får vi en ny oppblomstring. Noe av årsaken til dette kan være at Åsrumvannet generelt holder en høy vanntemperatur. I juli til og med slutten av august varierte mellom $15 - 20^\circ \text{C}$ i overflaten (fig 9). I tillegg hadde Åsrumvannet en flom i begynnelsen av august (fig 40), der vann fra Lågen "slo" inn i Åsrumvannet. Dette har ført med seg næringsstoffer som f.eks nitratmengdene våre viser (fig 23). Disse faktorene i kombinasjon med høy temperatur og redusert predasjon kan ha forårsaket økningen i biomassen ($5900 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ 25.8). Biomassen i Åsrumvannet følger PEG modellen og tilsier poly-eutrofiske forhold (Brettum og Andersen 2004).

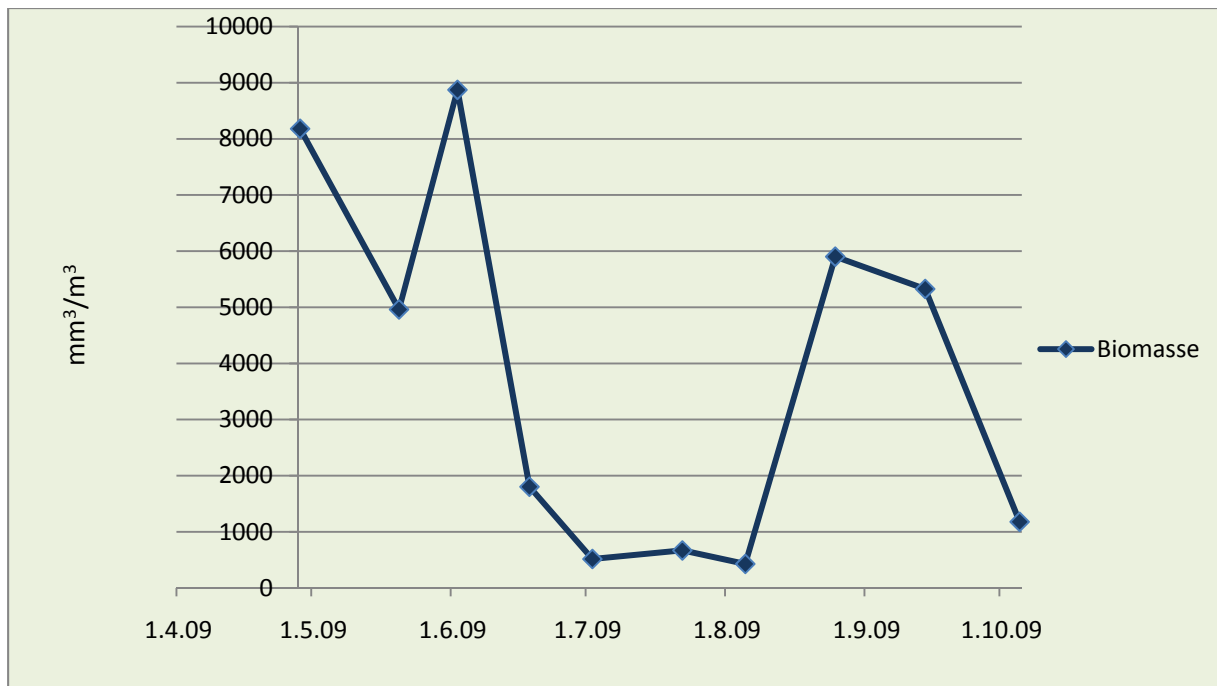


Fig 39. Biomassen (mm³/m³) i Åsrumvannet i perioden april til oktober 2009.



Figur 40. Meløstranda camping på sørsiden av Åsrumvannet 5.8.2009. (Foto: E. Koch).

4.20 Toksinanalyser

Positive prøver vises i vedlegg 7.

4.20.1 Microcystin

ELISA står for "Enzyme-linked immunosorbent assay" og er en vanlig test for tilstedeværelsen av antigener eller antistoffer. Det finnes flere former for ELISA analyser, i denne oppgaven ble to analyser brukt: Direkte konkurrerende ELISA basert på gjenkjennelse av spesifikke antistoffer for å detektere tilstedeværelse av et bestemt antigen i en prøve (Abraxis Saxitoxin (PSP) ELISA kit.) Den indirekte ELISA blir brukt til å bestemme tilstedeværelsen av et spesifikt antistoff i for eksempel serum (Staley m fl. 2007). ELISA er vist å være en god og pålitelig metode (Giskeødegård 2005).

Den indirekte ELISA metoden ble benyttet for påvisning av og for å bestemme mengden av microcystin. Den direkte ELISA ble benyttet for påvisning av saksitoksin, som er en nervegift.

En ELISA analyse kan alltid bli påvirket av et fenomen som kalles kryssreaksjon. Dette er forstyrrelser med noe uklar årsak. Den molekylære årsaken er ikke kjent, men sammensetningen av prøven forårsaker forstyrrelser. Ansvarlig for slike forstyrrelser kan være antistoffer fra dyr, prøvens viskositet, pH verdi eller ionekonsentrasjonen (Rivasseau m fl. 1999, candor-bioscience.de). Positive ELISA prøver burde derfor undersøkes ved en annen metode som f. eks. musebioassey eller HPLC (Chorus og Bartram 1999). Prøvene som ble testet var fra og med 18.6 og deretter alle prøver etter dette. Tabell 17 viser kun de positive prøvene, resten av prøvene var negative. Det var microcystin i vannet på slutten av sesongen (14.9), selv om konsentrasjonene var rett over deteksjonsgrensen. Det var ekstraprøvene fra oppsamlinger av cyanobakterier, som inneholdt størst mengder microcystin. A prøven inneholdt forholdsvis små mengder (0,5 µg/L). Prøvene B, C, D og E derimot inneholdt microcystinmengder fra 3 – 11 µg/L (tab 13). Dette er høye verdier som er utenfor måleområdet til ELISA analysen (5 µg/L), derfor er det ikke mulig å vite nøyaktig hvor store mengder disse prøvene inneholder. Microcystin kan stamme fra *Planktothrix* som ble funnet i prøvene, som er kjent for å danne toksiner i visse stammer (Tikkanen og Willèn 1992). Dette er levertoksiner som kan føre til kroniske leverskader hos mennesker og andre pattedyr (Oredalen m fl. 2003). WHO's anbefalte grense er satt til 1 µg microcystin – LR per liter rensset drikkevann og baserer seg på et forbruk av 2 L 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 (Oredalen m fl. 2003).

Tabell 13. Positive ELISA prøver fra Åsrumvannet 2009. (*Gjennomsnitt for begge prøvene).

Dato	Stasjon	Microcystin µg/L *	Saksitoksin µg/L *
25.8	D	11,0	-
3.9	A	0,5	0,021
3.9	B	3	0,062
3.9	C	4,6	0,046
14.9	2	0,1	-
14.9	4	0,2	-
14.9	5	0,2	-
5.10	E	8,0	-

4.20.2 Saksitoksin

Saksitoksiner er nervegifter som er kjent for å akkumulere i ulike skalldyr. Denne giften kan hos mennesker føre til lammelse etter blokkering av overføring av nerveimpulser, pusteproblemer og død (Chorus 2001, biosite.dk). Saksitoksinforskning er et lite felt innen toksinforskningen. Interessen er økende, men er for en stor del konsentrert om marine kilder for saksitoksin. Dette stammer fra skalldyr som akkumulerer saksitoksin fra mikroskopiske dinoflagellatalger (Moustafa m fl. 2006). Toksinet er løselig i vann og stabilt, og luftbåren spredning er mulig (Robinson 2004). Man har funnet at det er inntil 26 kodende saksitoksin – gener, og av disse er 13 funnet i cyanobakterier (Moustafa m fl. 2006). Ingen spesifikke motgifter finnes mot forgiftning, og behandlingen er symptomatisk. Toksinet skilles normalt raskt ut av kroppen via urin, så ofrene som overlever de første 12 – 24 t vil klare seg (Robinson 2004). Det ble funnet tre positive prøver for saksitoksiner i ekstraprøvene (A, B og C). Konsentrasjonene var også høye i B og C prøvene (tab 13), mens de i A prøven var rett over deteksjonsverdien (tab 13).

1. amanuensis Synne Kleiven foretok også spednings – og filtreringseksperimenter med prøvematerialet med følgende resultater:

Spedning 2 x: alle prøvene A, B, C er fortsatt positive med hensyn på saksitoksin.

Ved spedning 5x eller mer: Alle prøver negative.

Ufiltrerte prøver B og C er positive. Filtrerte prøver A, B, C er negative, B tvilstilfelle.

Det ser ut som om "toksisiteten" forsvinner eller reduseres sterkt ved filtrering av prøvene. Dette kan tyde på en eller annen form av kryssreaksjon mellom biomassen og ELISA-kitet som det må forskes mer på (Kleiven, pers medd 2010).

Med disse høye konsentrasjonene som ble funnet, kan man lett stille spørsmål om man får falske positive prøver på bakgrunn av høy biomasse i Åsrumvannet på den tiden man fikk positive utslag på toksiner. Da de positive prøveresultatene viste seg, ble Thomas Rohrlack ved NIVA kontaktet. Han uttalte at verdiene er såpass høyt over grenseverdiene at det er ingen grunn til å tvile på at prøvene faktisk er positive, selv om han også mener at kryssreaksjoner er en mulighet i alt arbeid med ELISA. Ved kryssreaksjoner er ofte signalet ikke så kraftig og ligger bare litt over deteksjonsgrensen. Når NIVA tester store mengder av biomasse, anser de prøvene som ekte positive når signalet overskrider deteksjonsgrensen kraftig (Rohrlack, pers medd 2010).

4.20.3 Eksponering for toksiner fra cyanobakterier

I vann vil det kun være små mengder cyanotoksiner, Årsaken til dette er at toksinene finnes inne i bakteriene og frigjøres først når cella dør og celleveggen ødelegges. Derfor er det lite sannsynlig å bli eksponert ved svømming og andre vannaktiviteter. Først når celledbryting finner sted vil toksinene frigjøres i vannet. Derfor er det høyest konsentrasjon i overflateskum (Chorus 2001).

Ifølge WHO burde skumdannelser av cyanobakterier der det er påvist microcystin og saksitoksin føre til tiltak for å hindre kontakt med skummet. Advarsler mot svømming og andre aktiviteter burde også settes opp (Chorus 2001). Overvåkning av vannet er viktig, men fordi dette kan være komplisert og ikke alltid like lett med hensyn til tilgjengelighet og økonomi, er tilstrekkelig informasjon det viktigste virkemiddelet for publikum (Chorus og Bartram 1999).

4.21 Genetisk analyse

Genetiske analyser ble gjennomført både for generell påvisning av cyanobakterier og for påvisning av mulighet for microcystinproduksjon fra 18.6 til og med 5.10.2009.

Hensikten med dette var i tillegg mikroskopering å dokumentere at det faktisk fantes cyanobakterier i Åsrumvannet. Det var også interessant å vite om cyanobakteriene hadde gen for microcystinproduksjon. De genetiske analysene gjennomført her vil ikke vise hvilke arter som er tilstede i Åsrumvannet. Dette ble undersøkt i den kvalitative planteplanktonanalysen.

Ut ifra begge disse analysene er det mulig å finne ut hvilke arter/stammer som kan produsere microcystin i Åsrumvannet.

Resultatene av de genetiske analysene viser at cyanobakterier var tilstede fra 18.6 til og med 5.10. 2009 eksempel figur 41. Det ble funnet flere arter i de kvalitative studiene og enkelte av disse har også mulighet for toksinproduksjon. Blant disse er *Microcystis viridis*, *Anabaena lemmermannii* og *Planktothrix*. Resultatene fra Åsrumvannet viser at alle prøvene fra og med 18.6 inneholdt cyanobakterier. I tillegg ble det funnet gen for microcystinproduksjon på følgende datoer 22.7, 5.8, 14.9 og 5.10 og på fire av ekstraprøvene (tab 14) eksempel figur 42. *Anabaena lemmermannii* var arten som dominerte av cyanobakteriene og som har mulighet for microcystin produksjon. *Microcystis viridis* og *Planktothrix* ble også funnet, men i mye mindre mengder. Derfor er det mest sannsynlig at det er *Anabaena lemmermannii* som har gitt positive resultat. Ekstra prøve D ble glemmt og er derfor ikke kjørt genetisk analyse på.

Tabell 14. Prøver med gen for microcystinproduksjon i Åsrumvannet 2009.

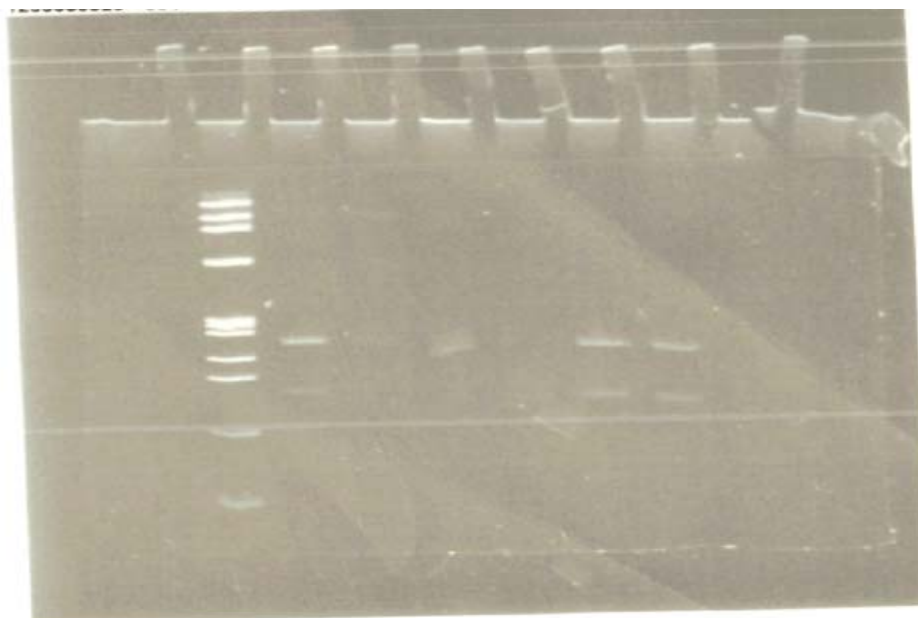
Dato	Stasjon
22.07	1, 3 og 5.
5.08	1, 2, 3, 3 bland, 4 og 5.
14.09	1, 2, 3 bland og 4
5.10	5
Ekstra prøver	A, B, C og E



Figur 41. Påvisning av gen for cyanobakterier 14.9.2009 og en prøve 5.10.2009.

Oppsett.

Brønn 1	Brønn 2	Brønn 3	Brønn 4	Brønn 5	Brønn 6	Brønn 7	Brønn 8	Brønn 9	Brønn 10
Kontroll	Kontroll	Stige	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon
+	-		1	2	3	3 bland	4	5	5 (5.10)



Figur 42. Påvisning av gen for microcystinproduksjon 14.9.2009.

Oppsett.

Brønn 1	Brønn 2	Brønn 3	Brønn 4	Brønn 5	Brønn 6	Brønn 7	Brønn 8	Brønn 9
Kontroll	Stige	Kontroll	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon
-		+	1	2	3	3bland	4	5

4.22 Klassifisering

Åsrumvannet er klassifisert etter veileder 01:2009 ”Klassifisering av miljøtilstand i vann”. Klassifiseringsparameterne er fra fem forskjellige kilder: egne data 2009, data fra Berge 1988, oppgitte data fra Larvik kommune, data fra vannmiljo.klif.no samt data fra Direktoratet for Naturforvaltning sine nettsider. Disse dataene vises i tabellene 15, 16, 17 og 18. Fiskeindeksen regnes ut i fra at det ikke er noen fiskebestand som er utryddet. Trolig øker bestanden av fiskeslag som abbor og gjedde pga avtagende sportsfiske i Åsrumvannet (Melø, pers medd 2010).

Tabell 15. Parametere for typifisering av Åsrumvannet. Data fra: 1 – egne data fra Åsrumvannet 2009, 2 – data fra Berge, 4 – data fra vannmiljo.klif.no.

Innsjøparametere	Verdi	Klasse
Økoregion ⁴	Østlandet	-
Høyderegion ⁴	23 moh	lavland, < 200 moh
Størrelse km ² ²	< 5	Små
Ca mg/l ¹	5	Moderat kalkrik
Humus mg Pt/l ¹	30 – 90	Humøs
Dybde (middeldyp) ¹	< 10 m	grunn 3 – 15 m
Dette gir følgende innsjøtype	små, moderat kalkrik, humøs	L- N8

Tabell 16. Eutrofi / organisk stoff parametere. Data fra: 1 – egne data fra Åsrumvannet 2009.

Parametere	Verdi	Klasse
Klorofyll a, µg/l ¹	3,76	SG
Vannplanter	IKKE DATA	-
Tot P µg/l ¹	36	Dårlig
Tot N µg/l ¹	857	G/M
Siktedyp m ¹	3,2	SG
Totalvurdering eutrofiering		God

Tabell 17. Forsuringsparametere. Data fra: 1 – egne data fra Åsrumvannet 2009, 4 – data fra vannmiljo.klif.no, 5 – data fra Direktoratet for Naturforvaltning

Parametere	Verdi	Klasse
Bunnfauna indeks	IKKE DATA	-
Marflo	IKKE DATA	-
Fiskeindeks: CPUE	IKKE DATA	-
Fiskeindeks: (FI = NT-EG/NT) ⁵	1,0	SG
pH ¹	6,8	SG
ANC ⁴	0,2	G
Al	IKKE DATA	-
Totalvurdering forsuring		God

Tabell 18. Reguleringsparametere. Data fra: 3 – fakta fra Larvik kommune

Parametere	Verdi	Klasse
Reguleringshøyde ³	0	SG
Reduksjon i rekrutteringsareal ³	0	SG
Reduksjon i produksjon av ørret ³	0	SG
Totalvurdering regulering		SG

Totalt sett gir dette en ”God” økologisk tilstand for Åsrumvannet. Mulig at dette hadde endret seg, hvis man hadde flere data eller om man tok hensyn til planteplanktonbiomasse og andel cyanobakterier. Grensen mellom moderat og god tilstand er avgjørende i vanndirektivsammenheng (fig 8), fordi den er det viktigste grunnlaget for å sette miljømål for naturlige vannforekomster:

- For Åsrumvannet er det mengde total P og dels mengde total N fra menneskelige utslipp fra jordbruk og camping som bør reduseres. Det er ikke gjort detaljerte undersøkelser av forurensningskilder i denne oppgaven. Fra konsentrasjonene fra 1988 til 2009 er både total P og total N økt.
- For Åsrumvannet må det vurderes om forebyggende tiltak må iverksettes for å hindre forringelse og menneskelige inngrep slik at miljømålet god økologisk tilstand kan opprettholdes. Mengden av cyanobakterier er stor og flere arter er potensielt toksiske.
- Innenfor inneværende 6 års planperiode skal det dokumenteres om miljømålene kan opprettholdes, som vil si innen 2015. Dette er og målet for samarbeidsgruppa for Goksjøvassdraget (Samarbeidsgruppa for Goksjø 2005b).
- Direktivet inneholder unntaksmuligheter for tilfeller der vurderinger av samfunnsnytte, kostnader eller tekniske/ naturlige forhold nødvendiggjør tidsutsettelse eller mindre strenge miljømål (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). Åsrumvannet benyttes i stor grad som badevann og rekreasjonsområde. Åsrumvannet bør opprettholdes på et nivå som er akseptabelt for badevann.
- Videre undersøkelser bør tas med tanke på parametere som ikke er med i denne oppgaven, da vil trolig den økologiske tilstandsklassifiseringen endre seg.

5. Konklusjon

Vannkvaliteten i Åsrumvannet er ikke god som en følge av negativ påvirkning fra menneskeskapt forurensing. Dette gjør seg gjeldene innenfor flere virkningstyper (næringssalter og organisk materiale). Dette er nokså likt i alle deler av innsjøen, men sørenden, stasjon 4 og 5, er ekstra utsatt for oppsamling av organisk materiale og utslipp fra campingplassen. Årsakene til høye konsentrasjoner av næringssalter og andre ioner er trolig en kombinasjon av arealavrenning fra dyrka mark og annen erosjon, muligens punktutslipp fra landbruket, samt tilførsler fra Goksjø og Numedalslågen.

Åsrumvannet innehar et stort mangfold når det gjelder planteplankton innen cyanobakterier, grønnalger, gullalger, kiselalger, øyealger, fureflagellater og svelgflagellater. Det forekommer cyanobakterieoppblomstringer med toksiske stammer, som dominerer i planteplanktonet og trolig har et konkurransefortrinn på høstparten. På de fire siste måledatoene er N/P forholdet lik 18, som betyr at nitrogen er en begrensende faktor for algevekst. Siden cyanobakterier kan ta opp nitrogen i form av løst N_2 – gass i vannet, får de en konkurransemessig fordel ved lave nitrogenkonsentrasjoner (Wetzel 2001). Dette bør vurderes om næringstilgangen som favoriserer cyanobakterier kan reduseres, og dermed minske bestanden av disse bakteriene.

Fra klassifiseringen (tab 15) og innholdet av TKB (vedlegg 2) er egnetheten til Åsrumvannet for bading og rekreasjon god (Andersen m fl. 1997). Det er ikke gjort detaljerte undersøkelser av forurensingskilder i denne oppgaven. Åsrumvannet bør derfor følges videre for å beholde vannet som godt rekreasjon – og friluftsområde. De mest dominerende artene blant cyanobakteriene var *Anabaena lemmermannii*, *Snowella lacustris* og *Woronichinia naegeliana*, samt funn av *Planktothrix*. Alle artene er potensielt toksiske og kan produsere levertoksiner og / eller nervetoksiner. *Gonyostomum semen* ble også funnet og kan gi ubehageligheter ved kontakt med huden under bading.

Ut i fra at Åsrumvannet har stammer med toksiske cyanobakterier og andre problemarter, bør det informeres om ulemper fra disse til badegjester og fastboende som bruker Åsrumvannet som bade plass og rekreasjon i sommerhalvåret. Ved betydelig vannblomst eller påviste toksiner må det nedlegges forbud mot bruk av vannet som drikkevann, til matlaging og til bading (fhi.no). Videre overvåking av vannkvalitet og helserisiko ved bruk av Åsrumvannet bør derfor inkludere analyser av toksisitet.

6. Litteraturliste

Abraxis LLC Productnr: 52255B. *Saxitoxin (PSP) ELISA Microtiter Plate*. Los Angeles.

Abraxis LLC Productnr: L34000401. *Microcystin ELISA kit*. Los Angeles.

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 veileder 97:04.

Andersen, T. og Færøvik, P.J. 2007. *Utredninger Vansjø 2006 – Undersøkelser av mulig interngjødsling*. NIVA rapport 5353-2007.

Baird, C. 1995. *Environmental chemistry*. W.H. Freeman and Company, New York, USA.

Berge, D. 1988. *Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregning av akseptabel fosforbelastning av 15 Vestfoldinnsjøer*. NIVA rapport 0-87062.

Bjerkely, H. J. 2008. *Norske Økosystemer – økologi og mangfold*. Universitetsforlaget.

Bjerketvedt, D. og Pedersen, A. 1996. *Grunnleggende biologi og miljølære*. Landbruksforlaget, 4 utgave.

Blomqvist, P. og Olsèn, P. 1981. *Växtplanktonkompendium*. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.

Boye, N. C. 2009. *Kjemi og miljølære*. Gyldendal.

Brettum, P. 1989. *Alger som indikator på vannkvalitet i norske sjøer*. NIVA rapport 0-86116.

Brettum, P. og Andersen, T. 2004. *The use of phytoplankton as indicators of water quality*. NIVA rapport SNO 4818 – 2004.

Campbell, N. A. Reece, J. B. Urry, L. A. Cain, M. L. Wasserman, S.A. Minorsky, P. V. og Jackson, R. B. 2008. *Biology*. Pearson Benjamin Cummings. San Francisco, California.

Chorus, I.(red) og Bartram, J.(red) 1999. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO, E & FN Spon.

Chorus, I. (red) 2001. *Cyanotoxins - Occurrence, Causes, Consequences*. Springer.

Cole, G. A. 1994. *Textbook of limnology*. Waveland press, inc, Illinois.

Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009. *Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann*.

Dodson, S. 2005. *Introduction to Limnology*. McGraw - Hill Higher education, New York.

Dons, J. 1973. *Cappelens steinbok. "Mineraler, bergarter og fossiler"*. norsk utgave etter W. Shumann. Cappelen.

Faafeng, B. Brettum, P. og Hessen, D. O. 1990. *Landsomfattende undersøkelse av trofitylstanden i 355 innsjøer i Norge*. NIVA 389/90.

Holtan, G. 1989. *Tiltaksrettet undersøkelse av Åsrumvannet i Larvik kommune*. NIVA – utkast.

Hessen, D. O. 1997. *Nitrogenkretsløpet i ubalanse*. Apollon 4/1997.

Kallf, J. 2001. *Limnology*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.

Lien, L. Sevaldrud, I. H. Traaen, T. S. og Henriksen, A. 1987. *1000 sjøers undersøkelsen*. NIVA Rapport 283/87.

Maitland, P. S. 1978. *Biology of Fresh waters*, Blackie & son ltd, Glasgow GB.

Moustafa A. Loram J.E. Hackett, J. D. Anderson, D. M. Plumley, F.G. og Bhattacharya, D. 2006. *Origin of saxitoxin biosynthetic genes in cyanobacteria*. University of Iowa, IA USA

Nilsson, O. W. 1979. *Fiskeboka*, Pedagogisk information AB.

Oredalen, T. J. Sahlquist, E. Ø. og Edvardsen, B. 2003. *Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier*. NIVA rapport LNR 4759-2003.

Pleym, H. Alfsen, K. H. Ariansen, P. Bjørklund, R. A. Dragesund, O. Grini, M. Hessen, D. O. Holtan, H. Jentoft, H. Kristensen, P. Liltved, H. Lorentsen, L. Molvær, J. Norseth, T. Næss, Ohren, J. Rodahl, K. Rygg, B. Scholdager, J. T. Stranden, E. Sørensen, K. Wang, Ø. Waskaas, M. og Wethe, I. 1992. *Miljøstudier*. NKI Forlaget, Oslo.

Rivasseau, C. Racaud, P. Deguin, A. og Hennion, M. C. 1999. *Evaluation of an ELISA kit for the monitoring of microcystins (Cyanobacterial toxins) in water and algae environmental samples*. Department of environment and analytical chemistry (CNRS 657).

Robinson, J. P.(red) 2004. *Public health response to biological and chemical weapons: WHO guidance*.

Samarbeidsgruppa for Goksjø – Andebu, Stokke, Larvik og Sandefjord kommuner. 2005a. *Goksjøvassdraget, vannkvalitet 2004*. Tiltaksplan.

Samarbeidsgruppa for Goksjø – Andebu, Stokke, Larvik og Sandefjord kommuner. 2005b. *Områdetiltak i Goksjøvassdraget*. Tiltaksplan.

Samarbeidsorganet for Numedalen og Numedalslågen. 2008. *Tiltaksanalyse for Numedalens nedslagsfelt, nov 2008*.

Sandefjord kommune, Kultur- og fritidsetaten. 1999. *Goksjø Status 1998 – 1999*.

Sigee, D. C. 2005. *Freshwater Microbiology*. Wiley and Sons LTD, West Sussex.

Skjelkvåle, B. E. 2008. *Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 – 2006, Del 1: Vannkjemi*. NIVA-prosjekt O - 24211.

Slettbakk, M. Hessen, D. O. Håpnes, A. Gjærevoll, I. og Heskestad, P. A. 2003 *BIOS 3Bi* Cappelen Damm.

Staley, J. T. Gunsalus, R. P. Lory, S. og Perry, J.J. 2007. *Microbial life*. 2.nd edition, Sinauer Ass and Sumanas Inc, Sunderland (MA) USA.

Sørums kommun. 2002. *Hovedplan avløp*. 073/02.

Tikkanen, T. og Willén, T. 1992. *Växtplanktonflora*. Naturvårdsverket Förlag.

Wallace, R. A. Sanders, G. P. and Ferl, R. J. 1996. *Biology The science of life*. Harper Collins College Publishers.

Wetzel, R. G. 1983. *Limnology*, Saunders College publishing, Philadelphia.

Wetzel, R. G. og Likens, G. E. 1991. *Limnological Analyses*, Springer, New York.

Wetzel, R. G. 2001. *Limnology Lake and River Ecosystems*. 3rd edition, Academic press, San Diego, USA.

Willén, E. Peljer, Y. og Tirén, M. 1985. *Räkningsförfarande av växtplankton vid laboratoriet för miljökontroll*. Uppsala Laboratoriehandedning.

Giskeødegård, R. (red) 2005. *Havbruk – en næring i vekst*. Norges forskningsråd.

Økland, J. og Økland, K. A. 1995. *Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer*. Vett og Viten AS.

Økland, J. og Økland, K. A. 1998. *Vann og vassdrag 3. Dyr og planter: innvandring og geografisk fordeling*. Vett & Viten AS.

Østlands Posten 2008. *Foreløpig slamstopp på Melø*. artikkel 25.11.2008

Personlige meddelelser

Fevik, Kjetil, leder i kommunalteknikk Larvik kommune, 29.04.10

Kleiven, Synne, 1. amanuensis ved HiT, 2010

Melø, Johan Olaf, grunneier, 2010.

Nygaard, Hans Christian, miljøinspektør, Larvik kommune, diverse epost, 2009 og 2010

Rohrlack, Thomas, forsker, NIVA 2010

Simonsen, Leif, seniorrådgiver, natur og miljø, Ask Rådgiving AS, diverse epost, 2010

Steen, Bjørn, avdelingsingeniør HiT, 2010

Nettadresser

Candor-bioscience.de

<http://www.candor-bioscience.de/en/products/glossary/matrix-effect.php>

Biosite

www.biosite.dk/leksikon

Direktoratet for naturforvaltning: vannportalen.no

dnweb12.dirnat.no/wmsdn/vanninfo.asp

Eiendomsmegler1 hos Sparebank1

<https://ex2003.vfk.no/exchweb/bin/redirect.asp?URL=http://www.eiendomsmegler1.no/em1/Handlers/EIME/Bolig.aspx?containerid=11090%26estateid=302214>

EUs rammedirektiv for vann

http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html

Folkehelseinstituttet: fhi.no

<http://www.fhi.no/dokumenter/2db17680f6.pdf> (alkalitet og natrium).

<http://www.fhi.no/dokumenter/9D462BCCBC.pdf> (Cyanobakterier).

http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_5799&MainArea_5661=5799:0:15,1904:1:0:0:::0:0&MainLeft_5799=5544:55557::1:5800:11:::0:0

(Blågrønnalgeforgiftning).

http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_6039&MainArea_5661=6039:0:15,4519:1:0:0:::0:0&MainLeft_6039=6041:70494::1:6043:4:::0:0#eHandbook704943

(Algeoppblomstring).

googleearth.com

gulesider.no/kart

Klima - og forurensingsdirektoratet (vanndatabase)

vannmiljo.klif.no

Larvik kommune

larvik.kommune.no/om-larvik

Meteorologisk institutt (værdatabase)

eklima.no

Norges Geografiske undersøkelse: ngu.no

<http://www.ngu.no/kart/bg250/>

Norges vassdrags- og energidirektorat

nve.atlas.no

<http://vann-nett.nve.no/innsyn>

Store norske leksikon: snl.no

http://www.snl.no/Norge/geologi_og_landformer

<http://snl.no/ammonium>

<http://snl.no/klorofyll>

Universitetet i Oslo: uio.no

<http://www.bio.uio.no/plfys/haa/leks/j/jord.htm>

Universitetet i Tromsø: uit.no

http://www0.nfh.uit.no/phaeocystis/MAR/1501/Ferskvanns%C3%B8kologi_BIO1501.pdf

Wilkes University: wilkes.edu

<http://www.water-research.net/phosphate.htm> "Total Phosphorus and Phosphate impact on Surface waters" att Mr Brian Oram

Vedleggsliste

Vedlegg 1: Parametre og resultater fra 1988, NIVA.

Vedlegg 2: Målinger utført av Larvik kommune fra utløpet til Åsrumvannet i elva, tall fra 2006 og 2007.

Vedlegg 3: Berggrunnskart over Vestfold.

Vedlegg 4: Fysiske og kjemiske parametere Åsrumvannet 2009.

Vedlegg 5: Planteplankton artsliste Åsrumvannet 2009.

Vedlegg 6: Beregning av planteplanktonbiomasse.

Vedlegg 7: ELISA.

Vedlegg 8: Oppsett PCR.

Vedlegg 9: DNA ekstraksjon, (Dynabeds DNA direct Universal).

Vedlegg

Vedlegg 1

Parametre og resultater fra 1988, NIVA (vanmiljo.klif.no 2010).

Dato / Parameter	15.5	18.6	15.7	17.8	Analysemetode
Siktedyp m	1,4	2,5	2,7	1,5	NS-EN ISO 9963-1
Temperatur °C	8,5	14,5	15,5	15,5	NS9425-3 TE
Tot alkalitet mmol/L				0,239	NS-EN ISO 9963-1
Ca mg/L				5,08	
K mg/L				1,07	
Mg mg/L				1,24	
Na mg/L				3,64	
Tot N µg/L	924	903	663	828	
Nitrat NO ₃ ⁻ µg/L				435	
Tot P µg/L	15,5	42	14	24	
PO ₄ ³⁻ µg/L				7	NS4724
Sulfat mg/L				6,4	
Klorid mg/L				4,5	
Klorofyll a µg/L	2	4,2	4,6	9,7	

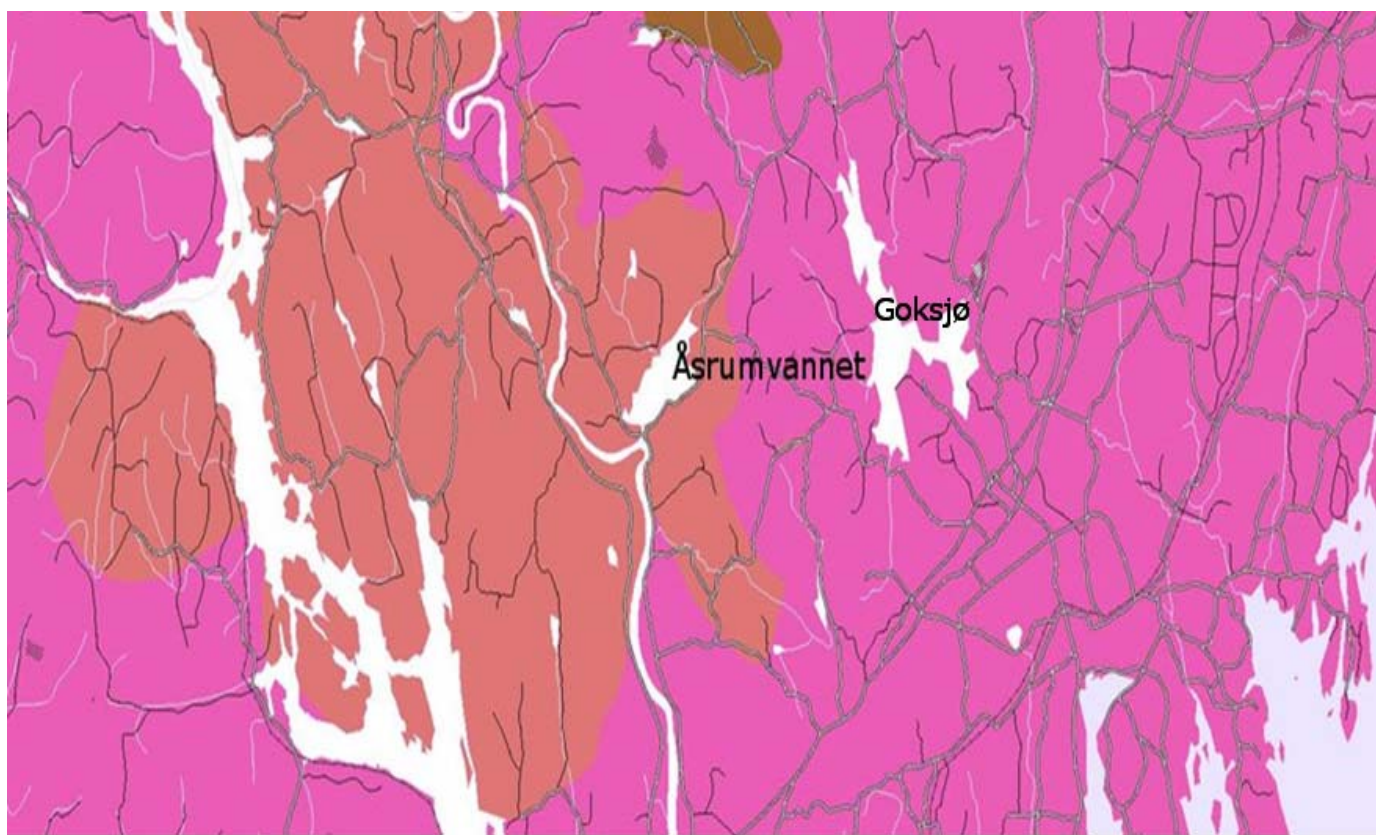
Vedlegg 2

Målinger utført av Larvik kommune fra utløpet til Åsrumvannet i elva (elva mellom Åsrumvannet og Numedalslågen), tall fra 2006 og 2007 (Samarbeidsorganet for Numedalen og Numedalslågen 2008).

Prøvedato	E.coli pr 100 ml	Tot P µg P/l	PO ₄ ³⁻ µg P/l	Andel løst fosfor %
21.6.06	3	13	4,9	38
15.8.06	550	9	4	44
13.9.06	2	19	5,5	29
Gjennomsnitt 06	185	13,7	4,8	37
Maks. verdi 06	550	19	5,5	44
Min. verdi 06	2	9	4	29
22.5.07	2	17	4	24
14.8.07	170	23	9	39
16.10.07	16	11	6	55
Gjennomsnitt 07	63	17	6,3	39
Maks. verdi 07	170	23	9	39
Min. verdi 07	2	11	4	24
Gjennomsnitt 06 og 07	290	15,5	5,6	38

Vedlegg 3

Berggrunnskart over Vestfold (ngu.no).



-  **Monzonitt,
kvartsmonzonitt**
-  **Syenitt, kvartssyenitt**
-  **Rombeporfyr**

Vedlegg 4. Fysiske og kjemiske parametere Åsrumvannet 2009.

- Ikke gjennomført analyse på stasjonen.

Prøvested	Temp.	Siktedyp	Egenfarge	pH	Ledningsevne	Alkalitet	O ₂	O ₂
	°C	meter			mS/m	mmol/L	mg/L	%
Stasjon 1								
28.04.2009	7,2	1,6	Gulbrun	6,4	5,6	0,2	10,1	83
20.05.2009	13,4	2,5	Gulbrun	6,8	6,6	0,23	7,0	66
2.06.2009	16,5	2,4	Gulbrun	6,9	6,3	0,21	9,1	91
18.06.2009	17,9	2,8	Gulbrun	7,1	6,6	0,5	8,2	94
2.07.2009	24,6	2,8	Gulbrun	7,2	6,7	0,27	6,7	77
22.07.2009	19,8	4,7	Gulbrun	7,2	5,7	0,24	5,0	53
5.08.2009	18,6	3,9	Gulbrun	6,9	5,7	0,24	6,7	70
25.08.2009	18,1	3,3	Gulbrun	7,1	7,2	0,31	6,3	65
14.09.2009	15,2	2,3	Brun	6,9	7,5	0,31	6,9	67
5.10.2009	11,3	3,1	Gulbrun	6,9	7,7	0,33	4,9	44
Stasjon 2								
28.04.2009	6,9	1,4	Gulbrun	6,5	5,6	0,19	13,7	111
20.05.2009	13,7	2,4	Gulbrun	7,0	6,4	0,21	7,0	66
2.06.2009	16,8	2,8	Gulbrun	7,2	6,9	0,22	9,2	92
18.06.2009	17,6	3,2	Gulbrun	7,2	6,4	0,39	5,4	55
2.07.2009	25,1	4,5	Gulbrun	7,4	6,7	0,26	6,7	78
22.07.2009	20,2	4,8	Gulbrun	7,1	5,8	0,23	6,7	72
5.08.2009	18,8	3,9	Gulbrun	7,0	5,7	0,23	8,0	84
25.08.2009	17,9	3,5	Gulbrun	7,0	6,7	0,28	6,1	63
14.09.2009	15,2	2,5	Brun	7,0	7,4	0,3	7,7	74
5.10.2009	11,5	3,7	Gulbrun	7,0	7,6	0,32	3,6	32
Stasjon 3								
28.04.2009	6,9	1,5	Gulbrun	6,4	5,5	0,21	12,6	102
20.05.2009	13,8	2,5	Gulbrun	6,9	6,6	0,22	7,8	74
2.06.2009	16,7	2,4	Gulbrun	7,1	7,0	0,25	9,5	86
18.06.2009	17,7	3	Gulbrun	7,2	6,5	0,46	7,8	80
2.07.2009	24,8	4,4	Gulbrun	7,7	6,7	0,26	8,9	104
22.07.2009	20	4,7	Gulbrun	7,2	6,0	0,24	5,9	62
5.08.2009	18,6	3,7	Gulbrun	7,0	5,8	0,23	9,7	101
25.08.2009	18,8	3,4	Gulbrun	7,1	7,1	0,29	6,6	69
14.09.2009	15,1	2,2	Brun	7,0	7,4	0,3	5,8	57
5.10.2009	11,5	3,2	Gulbrun	6,9	7,7	0,32	4,2	39

Prøvested	Temp.	Siktedyp	Egenfarge	pH	Ledningsevne	Alkalitet	O ₂	O ₂
	°C	meter			mS/m	mmol/L	mg/L	%
Stasjon 3, 2 m								
28.04.2009	6,6	-	-	6,4	-	0,21	10,0	80
20.05.2009	13,3	-	-	6,8	-	0,21	7,8	74
2.06.2009	16,6	-	-	7,0	-	0,24	7,6	76
18.06.2009	17,8	-	-	7,2	-	0,52	6,2	62
2.07.2009	25	-	-	7,6	-	0,26	6,9	80
22.07.2009	19,8	-	-	7,3	-	0,23	6,8	71
5.08.2009	18,3	-	-	6,9	-	0,23	8,0	83
25.08.2009	17,8	-	-	6,9	-	0,11	5,4	56
14.09.2009	14,9	-	-	7,0	-	0,3	5,6	54
5.10.2009	10,9	-	-	6,9	-	0,32	5,6	50
Stasjon 3, 4 m								
28.04.2009	6,3	-	-	6,2	-	0,2	8,7	70
20.05.2009	12,2	-	-	6,9	-	0,11	7,9	72
2.06.2009	16,2	-	-	7,2	-	0,23	9,5	94
18.06.2009	17,7	-	-	7,2	-	1,16	6,5	67
2.07.2009	23,2	-	-	7,3	-	0,25	6,6	74
22.07.2009	17,4	-	-	6,8	-	0,21	8,7	89
5.08.2009	17,8	-	-	6,8	-	0,54	7,6	78
25.08.2009	17,5	-	-	6,7	-	0,24	5,0	51
14.09.2009	14,8	-	-	7,0	-	0,3	6,8	65
5.10.2009	10,6	-	-	6,9	-	0,32	5,6	49
Stasjon 3, 6 m								
28.04.2009	6,1	-	-	6,2	-	0,2	16,7	133
20.05.2009	10,5	-	-	6,6	-	0,2	7,0	64
2.06.2009	13,3	-	-	6,8	-	0,23	4,4	40
18.06.2009	14,5	-	-	6,7	-	0,43	7,0	67
2.07.2009	18,5	-	-	6,5	-	0,22	4,5	46
22.07.2009	16,5	-	-	6,5	-	0,65	5,3	53
5.08.2009	17,2	-	-	6,7	-	0,27	6,1	62
25.08.2009	17	-	-	6,7	-	0,24	4,2	42
14.09.2009	14,8	-	-	7,0	-	0,31	7,6	73
5.10.2009	11,4	-	-	6,9	-	0,32	5,4	48

Prøvested	Temp.	Siktedyp	Egenfarge	pH	Ledningsevne	Alkalitet	O ₂	O ₂
Stasjon 3, 10	°C	meter			mS/m	mmol/L	mg/L	%
28.04.2009	5,1	-	-	6,3	-	0,21	16,2	127
20.05.2009	8,2	-	-	6,5	-	0,2	7,6	62
2.06.2009	8,6	-	-	6,6	-	0,21	6,6	56
18.06.2009	9,1	-	-	6,4	-	0,63	5,1	44
2.07.2009	14,8	-	-	6,3	-	0,19	4,1	39
22.07.2009	10,2	-	-	6,2	-	0,17	2,3	20
5.08.2009	11,3	-	-	6,4	-	0,21	3,1	27
25.08.2009	9,6	-	-	5,9	-	0,14	2,3	20
14.09.2009	12	-	-	6,3	-	0,25	2,9	26
5.10.2009	10,6	-	-	6,4	-	0,31	6,1	53
Stasjon 3, 14								
28.04.2009	4,8	-	-	6,4	-	0,2	9,7	74
20.05.2009	6,8	-	-	6,5	-	0,2	6,6	53
2.06.2009	7,8	-	-	6,4	-	0,19	8,3	69
18.06.2009	7,8	-	-	6,3	-	0,58	5,1	42
2.07.2009	15	-	-	6,3	-	0,2	2,9	28
22.07.2009	8,7	-	-	6,1	-	0,2	1,5	12
5.08.2009	9	-	-	6,2	-	0,27	2,8	23
25.08.2009	8,4	-	-	6,1	-	0,21	1,1	10
14.09.2009	12,6	-	-	6,5	-	0,28	7,2	66
5.10.2009	7,9	-	-	6,3	-	0,35	0,4	4
Stasjon 4								
28.04.2009	7,1	1,6	Gulbrun	6,4	5,5	0,2	14,2	115
20.05.2009	13	2,5	Gulbrun	6,8	6,4	0,21	9,2	85
2.06.2009	18,1	2,5	Gulbrun	6,9	7,0	0,22	9,5	97
18.06.2009	17,4	3,2	Gulbrun	7,0	6,4	0,5	8,5	86
02.07.2009	25,1	4,5	Gulbrun	7,3	6,7	0,26	7,0	81
22.07.2009	20,3	4,6	Gulbrun	7,0	5,7	0,23	8,4	89
5.08.2009	19,1	4	Gulbrun	6,9	5,7	0,23	7,4	78
25.08.2009	18,1	3,6	Gulbrun	7,1	6,8	0,28	4,4	46
14.09.2009	15,2	2,5	Brun	7,0	7,4	0,29	7,0	68
5.10.2009	11,3	3,6	Gulbrun	7,0	7,7	0,31	5,3	48
Stasjon 5								
28.04.2009	8,5	1,4	Gulbrun	6,6	5,6	0,2	13,8	116
20.05.2009	12,8	2,5	Gulbrun	6,8	6,4	0,2	8,0	74
2.06.2009	18,6	2,3	Gulbrun	7,1	7,0	0,22	9,2	97
18.06.2009	17,3	3,8	Gulbrun	7,0	6,4	0,32	7,2	74
2.07.2009	24,9	5	Gulbrun	7,6	6,6	0,26	6,3	73
22.07.2009	19,8	4,2	Gulbrun	7,0	5,7	0,23	5,2	55
5.08.2009	18,5	3,7	Gulbrun	7,0	5,6	0,23	9,3	96
25.08.2009	18,3	3,8	Gulbrun	7,2	6,7	0,27	5,3	55
14.09.2009	15,1	2,5	Brun	6,9	7,3	0,29	5,5	53
5.10.2009	11	3,6	Gulbrun	7,0	7,1	0,31	5,9	52

Prøvested	Fargetall	TOC	Tot N	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Tot- P	PO ₄ ²⁻	N/P
	mg Pt/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	
Stasjon 1								
28.04.2009	39	6,5	1088	645	73	23	4,6	47
20.05.2009	33	5,8	968	599	52	15	2	65
2.06.2009	31	5	834	487	123	42	2,1	20
18.06.2009	27	5	807	489	31	16	2,5	50
2.07.2009	22	6,2	600	415	65	16	1	38
22.07.2009	36	4,4	573	304	28	34	9,3	17
5.08.2009	37	5,2	645	293	30	40	9,2	16
25.08.2009	42	6	713	372	455	49	1,5	15
14.09.2009	36	7,4	951	535	261	46	1,9	21
5.10.2009	37	6,5	858	518	103	40	9	21
Stasjon 2								
28.04.2009	43	6,4	1056	618	64	27	4,6	39
20.05.2009	32	5,9	970	561	80	15	1,8	58
2.06.2009	29	5,1	862	519	30	14	2,1	60
18.06.2009	28	4,9	803	498	29	17	2,6	47
2.07.2009	22	6,4	614	452	146	24	0,6	26
22.07.2009	34	4,8	588	280	20	35	5,6	17
5.08.2009	11	4,8	570	296	21	39	5,8	15
25.08.2009	42	6	730	337	166	46	0,7	16
14.09.2009	35	7,4	1013	526	121	48	0,9	21
5.10.2009	35	6,6	762	505	204	40	4,4	19
Stasjon 3								
28.04.2009	41	6	1014	618	160	44	5	23
20.05.2009	33	6,3	963	592	149	15	1,7	64
2.06.2009	28	5	894	521	15	22	2,2	41
18.06.2009	28	4,9	768	503	88	17	2,7	45
2.07.2009	21	6,9	654	409	20	28	0,7	23
22.07.2009	33	5,3	584	296	61	36	2,6	16
5.08.2009	28	5,3	561	321	26	40	15,7	14
25.08.2009	41	6	755	353	92	52	2,2	15
14.09.2009	37	7,2	1075	528	144	48	2,3	22
5.10.2009	38	6,4	816	509	40	41	3,2	20

Prøvested	Fargetall	TOC	Tot N	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Tot- P	PO ₄ ²⁻	N/P
Stasjon 3, 2 m	mg Pt/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	
28.04.2009	43	6	1020	663	107	40	5,8	26
20.05.2009	33	6	897	559	9	17	0,6	53
2.06.2009	29	4,9	911	530	101	40	2,2	23
18.06.2009	28	4,9	746	503	60	20	2,7	37
2.07.2009	26	6,6	660	449	46	28	1	24
22.07.2009	33	4,4	503	291	152	40	23,5	13
5.08.2009	39	5,3	608	291	24	43	7,7	14
25.08.2009	41	6,3	877	385	101	52	3,4	17
14.09.2009	37	7,3	912	540	402	54	0,7	17
5.10.2009	37	6,4	820	515	53	43	6,9	19
Stasjon 3, 4 m								
28.04.2009	36	8,2	1154	658	122	37	16,5	31
20.05.2009	33	6,3	866	558	29	12	0,8	72
2.06.2009	29	5	853	541	62	15	2,3	57
18.06.2009	28	4,8	768	502	98	17	2,8	45
2.07.2009	28	6,8	719	467	60	29	1	25
22.07.2009	35	4,7	933	294	137	39	20	24
5.08.2009	39	5,9	808	317	30	45	7,3	18
25.08.2009	42	6,1	785	366	69	67	2,3	12
14.09.2009	39	7,4	992	524	231	51	3,9	19
5.10.2009	37	6,8	890	542	54	37	6,4	24
Stasjon 3, 6 m								
28.04.2009	37	6,8	1336	688	211	77	13,5	17
20.05.2009	34	7	953	583	72	12	1,5	79
2.06.2009	30	4,9	918	552	84	14	1,1	66
18.06.2009	31	4,8	792	538	73	15	2,8	53
2.07.2009	31	6,1	788	640	28	26	0,9	30
22.07.2009	37	4,9	940	429	82	38	19	25
5.08.2009	44	6,7	1130	345	179	47	3,7	24
25.08.2009	42	6	799	372	70	51	8,9	16
14.09.2009	40	7,4	993	574	227	47	5,1	21
5.10.2009	38	6,7	776	542	53	105	6,6	7

Prøvested	Fargetall	TOC	Tot N	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Tot- P	PO ₄ ²⁻	N/P
Stasjon 3, 10	mg Pt/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	
28.04.2009	41	4,9	1392	632	136	70	12,9	20
20.05.2009	33	5,7	915	606	60	7	1	131
2.06.2009	33	5	1032	594	56	25	2,4	41
18.06.2009	35	5,1	862	693	38	16	2,9	54
2.07.2009	35	6	907	702	39	33	1,4	27
22.07.2009	43	5,2	1201	669	74	46	20	26
5.08.2009	50	5,2	1183	675	100	41	21,7	29
25.08.2009	43	5,5	1056	674	76	50	8,7	21
14.09.2009	38	6	963	559	100	47	12,8	20
5.10.2009	38	6,6	739	545	55	48	26,7	15
Stasjon 3, 14								
28.04.2009	45	6,2	1248	641	92	70	11,8	18
20.05.2009	37	5,9	944	592	53	15	1,3	63
2.06.2009	34	4,9	1261	575	146	17	2	74
18.06.2009	34	5,2	865	630	97	20	1,8	43
2.07.2009	38	6,3	756	652	67	40	2,6	19
22.07.2009	49	6,4	862	605	73	60	26	14
5.08.2009	47	5,5	1109	570	51	44	5,1	25
25.08.2009	44	5,3	1004	498	92	55	25,3	18
14.09.2009	39	6,6	877	487	121	37	6	24
5.10.2009	48	4,7	502	138	256	45	26,3	11
Stasjon 4								
28.04.2009	48	6,4	1067	610	49	66	6,5	16
20.05.2009	34	5,5	829	586	11	17	0,8	49
2.06.2009	30	4,7	897	515	62	12	2,4	75
18.06.2009	28	4,9	742	474	70	15	2,9	49
2.07.2009	26	5,6	683	412	33	33	0,5	21
22.07.2009	37	4,6	755	304	68	40	18,1	19
5.08.2009	46	6	565	312	39	40	1,7	14
25.08.2009	42	6	677	358	41	41	12,8	17
14.09.2009	40	7,4	868	536	45	41	5,6	21
5.10.2009	38	6,2	746	513	47	37	18	20
Stasjon 5								
28.04.2009	45	6,2	1101	538	69	60	3,9	18
20.05.2009	31	6,1	898	573	29	13	0,8	69
2.06.2009	29	4,9	858	510	42	12	2,5	72
18.06.2009	28	4,8	731	487	52	15	2,9	49
2.07.2009	25	5,6	745	419	37	33	0,5	23
22.07.2009	35	5	740	282	57	42	29,6	18
5.08.2009	59	4,1	637	424	36	40	2,8	16
25.08.2009	42	5,9	742	340	12	44	29,3	17
14.09.2009	40	7,1	877	643	35	44	6,2	20
5.10.2009	38	6,4	760	501	68	36	21,7	21

Prøvested	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Klorofyll a
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L
Stasjon 1									
28.04.2009	3,8	1,05	5,2	0,9	103	41	4,2	5,7	2,0
20.05.2009	4,3	1,12	5,9	0,9	80	16	4,1	13,4	3,5
2.06.2009	4,2	1,16	6,7	0,9	60	17	4,7	7,8	3,3
18.06.2009	4,9	1,23	6,0	1	41	<5	5,1	7,7	3,6
2.07.2009	4,0	1,25	6,6	0,9	67	<5	4,9	9	2,3
22.07.2009	4,2	1,08	6,3	1	40	13	4,9	7,5	2,7
5.08.2009	4,1	1,07	5,7	0,8	61	11	3,4	7,2	3,8
25.08.2009	3,8	1,39	4,8	1	78	13	4,2	8,7	2,9
14.09.2009	4,5	1,55	5,8	1,3	111	52	4,3	9,2	8,2
5.10.2009	3,8	1,57	5,8	1,3	142	131	4,7	9,8	2,2
Stasjon 2									
28.04.2009	3,8	1,02	5,3	0,95	107	32	4,8	5,3	1,8
20.05.2009	4,0	1,1	5,8	2,8	76	<5	4,2	6,6	2,1
2.06.2009	4,2	1,15	5,5	0,9	37	6	4,3	7,6	2,4
18.06.2009	4,1	1,22	6,1	1	39	<5	4,6	7,6	4,6
2.07.2009	3,6	1,27	6,4	1,4	55	<5	5,2	8,6	1,6
22.07.2009	4,3	1,06	5,8	0,9	49	<5	5	7,4	1,3
5.08.2009	4,0	1,06	5,1	0,8	56	12	3,4	7,1	1,8
25.08.2009	4,0	1,3	5,9	0,9	62	18	4,1	8,6	4,0
14.09.2009	5,0	1,53	7,1	1,2	69	55	4,6	8,8	4,5
5.10.2009	5,1	1,53	6,3	1,3	127	125	5	9,1	5,2
Stasjon 3									
28.04.2009	3,7	1,01	5,0	0,9	84	24	4,9	5	2,0
20.05.2009	4,1	1,13	5,9	1,2	46	<5	4,3	7,1	5,5
2.06.2009	4,1	1,17	5,6	0,9	18	<5	4,1	7,5	3,0
18.06.2009	4,1	1,21	6,2	1	31	<5	4,4	7,8	4,1
2.07.2009	4,4	1,29	6,2	0,8	47	<5	4	8	2,2
22.07.2009	4,0	1,12	6,3	0,8	46	<5	2,9	7,8	2,1
5.08.2009	4,0	1,05	5,3	0,8	47	9	3,6	7,4	3,8
25.08.2009	5,1	1,38	6,0	1	74	6	3,9	9	4,7
14.09.2009	4,7	1,49	6,2	1,2	98	54	4,8	8,5	9,3
5.10.2009	5,3	1,55	6,4	1,2	143	127	4,4	9,6	4,9

Prøvested	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Klorofyll a
Stasjon 3, 2 m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L
28.04.2009	3,8	0,99	5,2	0,9	98	24	4,3	5,3	-
20.05.2009	3,8	1,12	5,9	0,9	68	<5	4,8	6,6	-
2.06.2009	4,1	1,19	5,3	0,8	46	6	4,5	7,6	-
18.06.2009	3,9	1,2	6,1	1,6	60	<5	4,4	7,8	-
2.07.2009	4,4	1,27	6,1	0,8	46	<5	4	8	-
22.07.2009	4,2	1,1	5,8	0,95	38	11	3	7,6	-
5.08.2009	4,2	1,08	5,2	0,8	60	11	3,8	7,2	-
25.08.2009	4,5	1,35	6,4	1,4	69	88	12	8,8	-
14.09.2009	5,1	1,54	5,8	1,2	59	56	5	8,7	-
5.10.2009	6,5	1,58	6,4	1,2	140	127	5	9,4	-
Stasjon 3, 4 m									
28.04.2009	3,5	1,01	5,1	0,9	82	47	4,6	5,2	-
20.05.2009	4,2	1,09	5,7	0,9	54	<5	3,9	6,4	-
2.06.2009	4,1	1,18	4,6	0,8	29	<5	4,6	7,1	-
18.06.2009	4,1	1,23	6,0	1,4	56	<5	4,9	7,8	-
2.07.2009	4,7	1,25	6,4	0,9	45	31	5	8	-
22.07.2009	4,0	1,06	4,9	1	55	<5	4,8	7,8	-
5.08.2009	4,2	1	5,3	1,4	73	22	3,4	6,5	-
25.08.2009	5,1	1,28	6,3	1,1	74	52	6,1	8,2	-
14.09.2009	5,3	1,51	6,3	1,2	102	60	4,4	9	-
5.10.2009	5,4	1,58	6,2	1,3	141	129	4,8	9,5	-
Stasjon 3, 6 m									
28.04.2009	3,8	1	4,9	1	59	79	5	5,5	-
20.05.2009	3,7	1,05	5,7	0,9	61	<5	4,4	6,3	-
2.06.2009	4,0	1,12	4,3	0,8	45	<5	4,6	6,9	-
18.06.2009	3,9	1,19	6,0	1,7	44	23	5	7,3	-
2.07.2009	4,2	1,19	5,9	0,9	43	14	5,7	7,5	-
22.07.2009	4,0	1	5,6	1	51	128	4,3	6,8	-
5.08.2009	4,1	0,95	4,9	0,8	44	59	3,9	6,6	-
25.08.2009	5,0	1,27	6,2	1,1	69	81	5,9	8,3	-
14.09.2009	5,1	1,58	6,1	1,3	75	63	4,7	9	-
5.10.2009	5,7	1,56	6,2	1,3	142	135	4,9	9,3	-

Prøvested	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Klorofyll a
Stasjon 3, 10	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L
28.04.2009	4,0	1,02	4,9	1	137	44	2,6	5,5	-
20.05.2009	3,8	1,05	5,3	0,8	38	14	4,8	6	-
2.06.2009	3,8	1,02	4,9	0,7	57	16	3,8	6,2	-
18.06.2009	3,7	1,09	5,2	1,5	65	45	4,1	6,7	-
2.07.2009	4,4	1,1	5,6	0,9	66	19	5,7	6,9	-
22.07.2009	4,0	1,13	5,0	1,2	91	228	5	8,2	-
5.08.2009	4,6	1,14	4,7	1,3	82	180	3,7	7,7	-
25.08.2009	4,9	1,19	5,7	1,1	184	360	8	8,3	-
14.09.2009	5,4	1,29	6,6	1	218	355	4,4	8,5	-
5.10.2009	5,4	1,54	6,6	1,3	166	174	3,9	9,4	-
Stasjon 3, 14									
28.04.2009	3,9	1,02	5,0	0,9	148	52	4,4	5,6	-
20.05.2009	3,8	1,05	5,4	0,85	91	12	4,9	6,2	-
2.06.2009	3,7	1,03	4,5	0,5	78	21	4,6	6,1	-
18.06.2009	3,6	1,08	5,1	1,4	87	9	4,6	6,6	-
2.07.2009	4,0	1,14	5,0	0,9	142	55	3,9	7,3	-
22.07.2009	3,6	1,2	5,2	1,2	221	411	5,2	8,7	-
5.08.2009	3,8	1,21	5,4	1,3	179	298	4,7	8,6	-
25.08.2009	4,6	1,28	5,6	1,7	211	651	6,6	9,4	-
14.09.2009	5,8	1,44	6,2	1	204	309	4,3	9	-
5.10.2009	4,3	1,28	6,6	1,1	659	1120	3,7	10,6	-
Stasjon 4									
28.04.2009	3,8	1,01	4,8	0,8	71	25	4,6	5,3	2,3
20.05.2009	3,9	1,05	5,6	0,9	57	<5	4,7	6,7	1,0
2.06.2009	4,1	1,16	5,6	0,9	40	16	3,9	7,5	6,5
18.06.2009	4,2	1,23	7,1	2	37	21	4,8	7,5	7,0
2.07.2009	3,7	1,29	5,8	1	51	<5	4,9	7,9	1,4
22.07.2009	3,9	1,05	6,1	1,6	52	23	3,8	7,1	3,3
5.08.2009	3,9	1,05	5,7	1,3	57	64	3,2	7	1,4
25.08.2009	5,0	1,32	6,1	1	69	84	4,5	8,4	5,0
14.09.2009	4,2	1,54	5,9	1,2	97	31	4,6	8,6	9,9
5.10.2009	5,5	1,41	6,6	1,5	124	139	4,3	9,4	4,4

	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Klorofyll a
Stasjon 5	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L
28.04.2009	3,9	0,02	4,9	0,6	50	19	4,5	5,2	2,4
20.05.2009	4,2	1,08	5,6	0,9	20	<5	4,2	6,6	1,7
2.06.2009	4,1	1,15	5,9	1,6	46	<5	5,2	7,5	4,3
18.06.2009	3,9	1,2	5,6	0,5	56	<5	5,2	7,6	2,7
2.07.2009	3,9	1,26	6,4	1,3	59	<5	4,5	8,2	1,2
22.07.2009	4,2	1,05	5,4	0,8	39	6	3,6	7,4	3,8
5.08.2009	3,8	1,01	5,2	0,7	67	13	2,4	7,2	2,6
25.08.2009	4,0	1,29	6,3	1	72	10	4,2	8,2	2,7
14.09.2009	4,7	1,5	6,0	1,2	104	50	4,4	8,7	10,4
5.10.2009	5,0	1,41	6,1	1,3	127	146	4,8	9	1,5
Stasjon 3 Bland									
28.04.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	2,6
20.05.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	4,4
2.06.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	6,4
18.06.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	4,5
2.07.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	2,2
22.07.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	3,3
5.08.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	3,4
25.08.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	5,9
14.09.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	10,2
5.10.2009	-	-	-	-	-	-	-	-	2,0

Vedlegg 5

Artsliste planteplankton Åsrumvannet 2009.

(Taxonomisk bestemmelse etter Tikkanen og Willén 1992)

Mengde er delt inn i tre kategorier

Lite = X

Moderat = XX

Mye = XXX

Cyanophyceae	28.4	20.5	2.6	18.6	2.7	22.7	5.8	25.8	14.9	5.10
<i>Anabaena inaequalis</i> Med heterocyster og akineter									X	
<i>Anabaena lemmermannii</i>				XXX	X	XXX	XX	XX	XX	
<i>Anabaena sp</i>		XX				XXX		X		
<i>Gomphosphaeria sp</i>	X									
<i>Microcystis aeruginosa</i>			XX					XX		XXX
<i>Microcystis viridis</i>									XX	
<i>Planktothrix sp</i>									X	
<i>Snowella lacustris</i>			XX		XX		X	XX(X)	XXX	XX
<i>Woronichinia naegeliana</i>	X			XX		XX	XX	XXX	XXX	XXX
Cryptophyceae										
<i>Cryptomonas</i>		X			X				X	
<i>Rhodomonas lacustris</i>				X	X					
Dinophyceae										
<i>Ceratium hirundinella</i>			X	X				X		
<i>Peridinium sp</i>	XX	X				X	X	X		

Chrysophyceae	28.4	20.5	2.6	18.6	2.7	22.7	5.8	25.8	14.9	5.10
<i>Dinobryon cylindricum</i>	XX	XXX	XXX	X			X	X		
<i>Dinobryon divergens</i>							XX	XX		
<i>Mallomonas acaroides</i>					X	XX	X		X	
<i>Syncrypta sp</i>										X
<i>Synura sp</i>	XX	XXX				XX				
<i>Uroglena sp</i>						X				
Diatomophyceae										
<i>Asterionella formosa</i>	XX	XX	XXX				XXX	X	XX	X
<i>Aulacoseira sp</i>	X		X				X			
<i>Diatoma tenuis</i>	X		X							
<i>Diatoma sp</i>				X						
<i>Fragilaria sp</i>			X	X	X				XX	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	XX	XX		XX		XX				
<i>Rhizosolenia longiseta</i>				XXX						
<i>Surirella sp</i>			X							
Rhaphidophyceae										
<i>Gonyostomum semen</i>								X	XXX	
Euglenophyceae										
<i>Euglena sp</i>							X			
<i>Phacus sp</i>							X			
Chlorophyceae										
<i>Botryococcus braunii</i>			XX	XXX	XX	XX				X
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>							XXX	XX		
<i>Chlamydocapsa sp</i>					XXX					
<i>Coenochloris ovalis</i>						X				

Chlorophyceae	28.4	20.5	2.6	18.6	2.7	22.7	5.8	25.8	14.9	5.10
<i>Coenochloris pyrenoidosa</i>					XX					X
<i>Coenocystis planctonica</i>						X				
<i>Cosmarium depressum</i>				X						
<i>Crucigenia quadrata</i>						X				
<i>Closterium sp</i>							X			
<i>Elakatothrix genevensis</i>	X									
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>						X				
<i>Genicularia elegans</i>				X			X			
<i>Nephrocytium agardhianum</i>							X			
<i>Nephrocytium limneticum</i>					X		X	X		
<i>Oocystis parva</i>						X				
<i>Pandorina /Eudorina</i>									X	
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>					X					
<i>Pediastrum boryanum</i>				X		X				
<i>Pediastrum duplex</i>				X				X		
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	XX									
<i>Quadrigula korsikovii</i>							X	X		
<i>Scenedesmus arcuatus</i>						X				
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	XXX	XXX	XX	X	XXX	X	XX			

Chlorophyceae	28.4	20.5	2.6	18.6	2.7	22.7	5.8	25.8	14.9	5.10
<i>Volvox sp</i>									X	
Conjugatophyceae										
<i>Cosmarium sp</i>					X					
<i>Staurastrum sp</i>			X	X	X	XX	XX	XXX	X	
Totalt antall arter/slekter	12	8	12	17	14	18	19	16	14	7

Vedlegg 6

Biomasse beregning Åsrumvannet 2009

			28.4	10 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	Ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	31	50	3041875	14,4	5,6	44,8		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	236,33	7,19E+08
Rhodomonas lacustris	31	50	3041875	4,8	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	17,15	52163857
Sum										7,71E+08
Bittesmå kuler	100	3	1635416 67				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	43820444
Mellomstore kuler	100	37	1326013 5				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,19	55515766
Kiselalger	24	50	2355000	10	2	2		$l \cdot b \cdot h$	40,00	94200000
Store kuler	17	50	1668125				3	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	14,13	23570606
Ubestemt	15	50	1471875	12	10	10		$l \cdot b \cdot h$	1200	1,77E+09
Ubestemt	3	50	294375	5	5	5		$l \cdot b \cdot h$	125	36796875
Ubestemt	1	50	98125	13	6	6		$l \cdot b \cdot h$	468	45922500
Ubestemt	1	50	98125	5	2	2		$l \cdot b \cdot h$	20	1962500
Trådklaser/Cyano	13	50	1275625				20	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4186,67	5,34E+09
Sum										7,41E+09
Totalt volum								mm^3/L		8,18
								mm^3/m^3		8 180

			20.5	25 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	Ruter	antall/l	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	27	50	1655859	9,6	6,4	6,4		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	205,78	3,41E+08
Rhodomonas lacustris	100	25	1226562 5	4,8	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	17,15	2,1E+08
Sum										5,51E+08
Bittesmå kuler	100	3	1022135 42				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,267947	27387778
Gullalger	100	12	2555338 5				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,186667	1,07E+08
Kiselalger	33	50	2023828	20,6	1,6	1,6		$l \cdot b \cdot h$	52,74	1,07E+08
Store kuler	37	50	2269141				15,2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	1837,846	4,17E+09
Sum										4,41E+09
Totalt volum								mm^3/L		4,96
								mm^3/m^3		4 960

			2.6	10 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	Ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	9	50	883125	14,4	5,6	5,6		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	236,33	2,09E+08
Rhodomonas lacustris	54	50	5298750	4,8	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	17,15	90866074
Sum										3,00E+08
Bittesmå kuler	100	17	2886029 4				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	7733020
Mellomstore	83	50	8144375				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,19	34097783
Store kuler	24	50	2355000				5	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	65,42	1,54E+08
Stauerastrum spp	3	50	294375	3	2	3		$2 \left(\frac{\sqrt{2}}{12} \cdot b^3 + \frac{3\pi \cdot d^2 \cdot l}{4} \right)$	62,88	18510653
Botrococcus br	6	50	588750				5	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	65,42	38514063
Anabaena	2	50	196250				5	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	65,42	12838021
Woronichinia	8	50	785000				26	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	9198,107	7,22E+09
Ubestemt	1	50	98125	25	21	21		$l \cdot b \cdot h$	11025,00	1,08E+09
Ubestemt	6	50	588750	2	1	1		$l \cdot b \cdot h$	2,00	1177500
Ubestemt	2	50	196250	7	2	2		$l \cdot b \cdot h$	28,00	5495000
Sum										8,57E+09
Totalt volum								mm^3/L		8,87
									mm^3/m^3	8 870

			18.6	10 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	Ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	11	50	1079375	14,4	5,6	5,6		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	236,33	2,55E+08
Rhodomonas lacustris	15	50	1471875	4,8	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	17,15	25240576
Sum										2,80E+08
Bittesmå kuler	100	28	1752232 1				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	4695048
Mellomstore kuler	24	50	2355000				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,19	9859600
Store kuler	14	50	1373750				12,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	1097,51	1,51E+09
Fureflagellat	1	50	98125				2,5	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	8,18	802376,3
Sum										1,52E+09
Totalt volum								mm^3/L		1,80
									mm^3/m^3	1 800

			2.7	25 ml						
Stasjon 3 bland			40x	0,2						
Art	Antall	Ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	27	50	1059750	10,4	4	32		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	87,08	9,23E+07
Rhodomonas lacustris	100	45	4361111	5,6	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	19,29	84135253
Sum										1,76E+08
Bittesmå kuler	100	4	4906250 0				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	13146133
Mellomstore kuler	91	50	3571750				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,19	14953727
Kiselalger	4	50	157000	13	1	1		$l \cdot b \cdot h$	13,00	2041000
Store kuler	100	25	7850000				3	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	14,13	1,11E+08
Fureflagelat	3	50	117750				2,5	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	8,18	962851,6
Anabanea sp	1	50	39250				10	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	523,33	20540833
Ubestemt	1	50	39250	3	6	3		$l \cdot b \cdot h$	54,00	2119500
Ubestemt	5	50	196250	5	1	1		$l \cdot b \cdot h$	5,00	981250
Ubestemt	1	50	39250	15	14	14		$l \cdot b \cdot h$	2940,00	1,15E+08
Diatoma	2	50	78500	10	3	3		$l \cdot b \cdot h$	90,00	7065000
Monorafidium sp	1	50	39250			2	50	$\frac{\pi \cdot d^2 \cdot h}{12}$	1308,33	51352083
Sum										3,39E+08
Totalt volum								mm^3/L		0,52
								mm^3/m^3		520

			22.7	10 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	17	50	1668125	14,4	5,6	5,6		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	236,33	3,94E+08
Rhodomonas lacustris	28	50	2747500	4,8	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	17,15	47115742
Sum										4,41E+08
Bittesmå kuler	100	5	9812500 0				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	26292267
Mellomstore kuler	100	32	1533203 1				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,19	64190104
Store kuler	50	50	4906250				3	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	14,13	69325313
Ubestemt	1	50	98125	8	2	2		$l \cdot b \cdot h$	32	3140000
Ubestemt	1	50	98125	5	5	5		$l \cdot b \cdot h$	125	12265625
Ubestemt	1	50	98125	11	3	3		$l \cdot b \cdot h$	99	9714375
Ubestemt	8	50	785000	6	3	3		$l \cdot b \cdot h$	54	42390000
Ubestemt	1	50	98125	7	4	4		$l \cdot b \cdot h$	112	10990000
Sum										2,38E+08
Totalt volum								mm^3/L		0,68
								mm^3/m^3		680

			5.8	25 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	Ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	26	50	1020500	14,4	5,6	5,6		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	236,33	2,41E+08
Rhodomonas lacustris	88	50	3454000	4,8	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	17,15	59231218
Sum										3,00E+08
Bittesmå kuler	100	18	10902778				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	2921363
Mellomstore kuler	100	25	7850000				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,19	32865333
Store kuler	65	50	2551250				3	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	14,13	36049163
Ubestemt	4	50	157000	7	1	1		$l \cdot b \cdot h$	7	1099000
Ubestemt	2	50	78500	3	1	1		$l \cdot b \cdot h$	3	235500
Asterionella formosa	2	50	78500	100	2	2		$l \cdot b \cdot h$	400	31400000
Furufigellat	9	50	353250				2,5	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	8,18	2888555
Anabanea sp	1	50	39250				10	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	523,33	20540833
Sum										1,28E+08
Totalt volum								mm^3/L		0,43
								mm^3/m^3		430

			25.8	10 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	Ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	9	50	883125	14,4	5,6	5,6		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	236,33	2,09E+08
Rhodomonas lacustris	50	50	4906250	4,8	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	17,15	84135253
Sum										2,93E+08
Bittesmå kuler	100	50	9812500				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	2629227
Mellomstore kuler	59	50	5789375				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	1,33	7719167
Store kuler	29	50	2845625				15,2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	1837,85	5,23E+09
Diverse	44	50	4317500	5	3	3		$l \cdot b \cdot h$	45	1,94E+08
Woronichinia	3	50	294375				7	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	179,50	52841294
Spharocystis	4	50	392500				7	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	179,50	70455058
Peridinium	5	50	490625	5	1	0,07		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	0,18	89866,15
Anabaena	1	50	98125				10	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	523,33	51352083
Sum										5,61E+09
Totalt volum								mm^3/L		5,90
								mm^3/m^3		5 900

			14.9	25 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	Ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	13	50	510250	10,4	4	32		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	87,08	4,44E+07
Rhodomonas lacustris	24	35	1345714	5,6	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	19,29	25961735
Sum										7,04E+07
Bittesmå kuler	100	50	3925000				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	1051691
Mellomstore kuler	32	50	1256000				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,19	5258453
Store kuler	19	50	745750				15,2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	1837,85	1,37E+09
Diverse	28	50	1099000	20	12	12		$l \cdot b \cdot h$	2880	3,17E+09
Woronichinia	10	50	392500				15	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	1766,25	6,93E+08
Fureflagellat	5	50	196250				6	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	113,04	22184100
Cosmarium sp	2	50	78500	5			5	$\frac{\pi \cdot l \cdot d^2}{6}$	65,42	5135208
Anabaena	1	50	39250				5	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	65,42	2567604
Ubestemt	1	50	39250	18	15	15		$l \cdot b \cdot h$	4050	5,24E+09
Ubestemt	1	50	39250	6	2,5	2,5		$l \cdot b \cdot h$	37,5	5,26E+09
Ubestemt	2	50	78500	10	5	5		$l \cdot b \cdot h$	250	5,26E+09
Sum										2,1E+10
								mm^3/L		5,33
Totalt volum								mm^3/m^3		5 330
			5.10	25 ml						
Stasjon 3 bland			40x							
Art	Antall	Ruter	antall/L	l	b	h	d	Formel	vol/ind	vol/L
									μm^3	μm^3
Cryptomonas sp.	33	50	1295250	14,4	5,6	5,6		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	236,33	3,06E+08
Rhodomonas lacustris	24	50	942000	4,8	3,2		3,2	$\frac{3,14 \cdot d^2}{12} \cdot \left(\frac{d}{2} + 1\right)$	17,15	16153969
Sum										3,22E+08
Bittesmå kuler	100	16	1226562				0,8	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	0,27	3286533
Mellomstore kuler	69	50	2708250				2	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	4,19	11338540
Store kuler	38	50	1491500				3	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	14,13	21074895
Ubestemt	2	50	78500	5	5	5		$l \cdot b \cdot h$	125	9812500
Ubestemt	2	50	78500	25	2	2		$l \cdot b \cdot h$	100	7850000
Ubestemt	1	50	39250	3	2	2		$l \cdot b \cdot h$	12	471000
Asterionella formosa	4	50	157000	100	2	2		$l \cdot b \cdot h$	400	62800000
Fureflagellat	9	50	353250				2,5	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	8,18	2888555
Anabanea sp	30	50	1177500				10	$\frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$	523,33	6,16E+08
Peridinium	9	50	353250	7	1	1		$\frac{3,14 \cdot l \cdot b \cdot h}{6}$	3,66	1294073
Tvillingalge	1	50	39250		10			$\frac{3,14 \cdot 1,41 \cdot b^3}{6}$	737,9	1,2E+08
Sum										8,57E+08
								mm^3/L		1,18
Totalt volum								mm^3/m^3		1 180

Vedlegg 7

ELISA positive prøver.

Dato	Stasjon	Microcystin µg/L	Saksitoksin µg/L
25.8	D	11,62397	-
25.8	D	12,05235	-
3.9	A	0,3856	0,026218
3.9	A	0,55858	0,016591
3.9	B	2,662978	0,073999
3.9	B	3,312929	0,050277
3.9	C	4,121514	0,039263
3.9	C	5,127448	0,053066
14.9	2	0,120874	-
14.9	2	0,108438	-
14.9	4	0,21054	-
14.9	4	0,135552	-
14.9	5	0,233275	-
14.9	5	0,193491	-
5.10	E	7,647617	-
5.10	E	8,308572	-

Vedlegg 8

PCR maskin som ble benyttet: Master cycler gradient.

Oppsett PCR.

Cyanobakterier

Reagenser	Konsentrasjon i bruksløsningen	Antall μl pr prøve	Antall prøver 8 tot. (μl) mix	Kons. i PCR -rx
dH ₂ O		17,5	140	
2SA PCR buffer	10 x	2,5	20	1x
dNTP	2 mM	2,5	20	0,2 mM
Polymerase mix	50x	0,5	4	1x
Cya-CC-F	10 pmol/ μl	0,5	4	0,4 pmol/ μl
Cya-CG-R	10 pmol/ μl	0,5	4	0,4 pmol/ μl
DNA templat	Prøve	1,0	8	
	Totalt PCR volum	25,0	200	

Program	Temperatur °C	Lengde	Antall sykluser
	95	1 min	} 35
	95	30sek	
cyano	68	1 min	
	68	1 min	

Microcystin

Reagenser	Konsentrasjon i bruksløsningen	Antall µl pr prøve	Antall prøver 8 tot. (µl) mix	Kons. i PCR -rx
dH ₂ O		17,5	140	
2SA PCR Buffer	10 x	2,5	20	1x
dNTP	2 mM	2,5	20	0,2 mM
McyE-F-2	10 pmol/µl	0,5	4	2,0 pmol/µl
AnamcyE-12R	10 pmol/µl	0,5	4	2,0 pmol/µl
Polymerase mix	50x	0,50	4	1x
Totalt med mix		24,0	192,0	
DNA templat	Prøve	1,0		
	Totalt PCR volum	25,0		

Program	Temperatur °C	Lengde	Antall sykluser
	95	1 min	} 35
	95	30sek	
Program: cya	62	1 min	
	62	1 min	

Vedlegg 9

DNA ekstraksjon, (Dynabeds DNA direct Universal)

1. Tilsett 200 ul dynabeads til 1,5 ml eppendorfrør med biomassen. Vi tilsetter cyanobakteriene, skrapa fra filterpapir (noen lapper er klipt i små biter, en prøve er nedspunnet fra frosset prøvevann).
2. Inkuberes ved 65 °C i 15 min. spinn ned kort
3. Plasser røret i magneten, slik at DNA/Dynal komplekset blir bundet til magneten, pipetter ut supernatanten.
4. Fjern røret fra magneten, tilsett 200 ul washingbuffer.
5. Plasser tuben i magneten, la den stå i 30 sek, pipetter ut supernatanten.
6. Repeter trinn 4 og 5 (to ganger).
7. Fjern røret fra magneten. Tilbakefør DNA/Dynal komplekset i 40 ul Resuspension Buffer. Pippeter komplekset opp og ned 30-40 ganger til supernatanten er homogen. La stå i 5 min i 65 °C.
8. Plasser røret i magneten, la den stå i 30 sek, fjern supernatanten raskt og overfør den til et rent rør.