



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Økning i farge og konsekvenser for fytoplanktonsammenstillingen i en humøs innsjø, Oslo Østmark?

Increase in colour and consequences for
phytoplankton composition in a humic lake, Oslo
Østmark?

Anders Nygren Lindberg

Master i miljøvitenskap

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet som avslutting for mastergraden i Miljøvitenskap ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Dette har vært en spennende periode i livet mitt, med mange nedturer og oppturer. Det har vært lærerikt å se hvordan forskning på limnologiske prosjekter blir gjennomført og det har vært gøy å dra ut for å hente data til oppgaven. Jeg vil gjerne takke mine to veiledere, Gunnhild Risse og Thomas Rohrlack som har veiledet meg gjennom denne prosessen. Jeg vil også takke alle teknikere som var med på å lese av prøvene ved fakultetet. I tillegg vil jeg takke Eline Brouwer som var en god samarbeidspartner på felt og lab, og ikke minst alle de hyggelige samtalene underveis. Sist, men ikke minst, takk til støtten fra familie og venner gjennom både gode og vonde dager.

Sammendrag

Mange innsjøer i den boreale sone har fått økt oppmerksomhet i de siste tiårene grunnet økt farge, såkalt browning eller brunifisering på norsk. Det særegne mange av disse innsjøene er den økende forekomsten av en spesiell alge. Noe som kan skape alvorlige problemer både for rekreasjonsverdien og for innsjøen som en ressurs. Algen som har opplevd betydelig vekst i Skandinavia er *Gonyostomum semen*. Den betraktes som en invaderende art som negativt påvirker det biologiske mangfoldet.

Studiens mål i denne oppgaven er å undersøke hvordan fysiske forhold endres gjennom en vekstsesong i en humusrik innsjø og hvordan dette påvirker forekomsten av fytoplankton, med fokus på *Gonyostomum semen*.

For å undersøke denne problemstillingen ble det samlet vannprøver i perioden mai til september i vekstsesongen 2023. Hovedfokuset var Solbergvannet i Østmarka, hvor nærliggende innsjøer har hatt forekomst av *Gonyostomum semen*, og det antas at også Solbergvannet har hatt vekst av denne algen.

Gonyostomum semen ble påvist i vannet den 28. juni og viste en økende vekst frem til 9. august. Næringsinnholdet i Solbergvannet var relativt lavt, og det har ikke blitt registrert noen store endringer i konsentrasjonen av næringsstoffer i løpet av vekstperioden. Imidlertid kan økningen i ammonium i de nedre delene av vannmassene, ha påvirket veksten av *Gonyostomum*, på grunn av dens evne til vandring. Parametere som temperatur ser også ut til å ha påvirket vekstens til *Gonyostomum*.

Tilsvarende koblinger som er vist i Solbergvannet mellom næringsstoffdynamikk og veksten av algen *Gonyostomum* kan også være relevant for andre humusrike innsjøer, og de potensielle konsekvensene som følger.

Abstract

Many lakes in the boreal zone have gained increased attention in recent decades due to increased colour, commonly referred to as browning. One distinctive feature of many of these lakes is the increasing occurrence of a particular alga, which can create serious problems for both recreational value and the lake as a resource. The alga that has experienced significant growth in Scandinavia is *Gonyostomum semen*. It is considered an invasive species that negatively affects biodiversity.

The aim of this study is to examine how physical conditions change throughout a growing season in a humic-rich lake and how this affects the occurrence of phytoplankton, with a focus on *Gonyostomum semen*.

To investigate this issue, water samples were collected from May to September during the 2023 growing season. The main focus was on Solbergvannet in Østmarka, where nearby lakes have had occurrences of *Gonyostomum semen*, and it is assumed that Solbergvannet has also experienced growth of this alga.

Gonyostomum semen was detected in the water on June 28 and showed increasing growth until August 9. The nutrient content in Solbergvannet was relatively low, and no major changes in the concentration of nutrients were recorded during the growing period. However, the increase in ammonium in the lower parts of the water masses may have influenced the growth of *Gonyostomum*, due to its ability to migrate. Parameters such as temperature also seem to have influenced the growth of *Gonyostomum*.

Similar links, as demonstrated in Solbergvannet, between nutrient dynamics and the growth of the alga *Gonyostomum* may also be relevant for other humic-rich lakes and the potential consequences that follow.

Innholdsfortegnelse

1. INNLEDNING	5
1.1 Brunifisering.....	5
1.2 Endring i vannet fysisk og kjemisk	7
1.3 Fytoplankton og <i>Gonyostomum semen</i>	8
1.4 Formål og mål med studiet.....	9
2. Metode og materiale.....	9
2.1 Feltarbeid og befaring	9
2.2 Kjemisk analyse (laboratoriearbeid)	12
3. Resultat.....	14
3.1 Værforhold i nærområdet (Oppsal, Oslo).....	14
3.2 Temperatur og oksygen målinger fra Solbergvannet.....	17
3.3 Næringsstoffer og organiske forbindelser	20
3.4 Andre komponenter	26
3.5 Pigmenter	30
3.6 Korrelasjon	34
4. Diskusjon.....	36
4.1 Værdata ved Solbergvannet.....	36
4.2 Variasjoner i farge og organisk materiale i Solbergvann.....	36
4.3 Tilgang på næringsstoffer i en DOM-rik lagdelt skogsjø.....	39
4.4 Utvikling av <i>Gonyostomum semen</i> i Solbergvann - sommeren 2023	40
4.5 Lignende innsjøer og konsekvenser	42
5. Konklusjon	43
Referanser.....	44
VEDLEGG	47

1. INNLEDNING

Endringer i klima og miljø vil føre til at mange arter må tilpasse seg for å overleve. Dette gjelder blant annet ulike fytoplanktonarter, som er en essensiell brikke i næringskjeden og hele økosystemet i seg selv (Trigal et al., 2013). Mange innsjøer i den boreale sonen har i de siste tiårene blitt påvirket av brunifisering (Blanchet et al., 2022). Flere innsjøer har hatt mer en dobling i mengde humus-substanser de siste 20 årene, og det er antatt fargen fremdeles vil øke for en del av innsjøene (Lebret et al., 2018). Det faktumet at innsjøene blir mørkere kan ha stor påvirkning på det biologiske livet, på grunn av innvirkningen på lysforhold og temperatur. Bruning kan tilsynelatende føre til økt produktivitet i næringskjeden ettersom det ofte er sammenheng med tilførsel av næringsstoffer, men senere være starten på sterk nedgang som følge av lite lystilgang og mindre epilimnion til å oppholde seg i som følge av tidlig sjikting (Boehrer & Schultze, 2008; Hagman, 2020). Næringsstoffer og arter kan bli distribuert ulikt i innsjøen som igjen kan ha drastiske effekter på ulike områder, negative for noen og positive for andre. Mikstrofe alger kan med dette ha en fordel i og med at de kan tilpasse seg etter forholdene ved å utnytte alternative ressurser for å garantere egen overlevelse (Calderini et al., 2022)

I tilfeller av miljøendringer vil noen arter med egenskaper som normalt ikke er avgjørende for dens overlevelse, plutselig oppleve en betydelig fordel (Calderini et al., 2022). En slik art er *Gonyostomum semen*. *G. semen* har opplevd en markant økning de siste tiårene, og veksten korresponderer med økningen av humusrike innsjøer (Hagman et al., 2020). Dominansen til en art kan ha negative konsekvenser for veksten av andre arter og mangfoldet av dem (Hagman et al., 2015).

1.1 Brunifisering

Innsjøer spiller en avgjørende rolle i karbonomsetningen i boreale skoger på grunn av deres evne til å sedimentere organisk karbon eller respirasjon, utført av et mangfold bakterier. Disse prosessene fører til frigjøring av karbondioksid til vannsøylen, som deretter returneres til atmosfæren (Read & Rose, 2013). Karbon strømmer kontinuerlig gjennom innsjøene, og dette utgjør en viktig del av karbonets kretsløp (Read & Rose, 2013; Sobek et al., 2006). Selv om noen innsjøer har utløp, kan de imidlertid oppleve høyere tilførsel av karbon enn det de klarer

håndtere gjennom sedimentasjon eller karbondioksidsutslipp. Dette fører til økt konsentrasjon av organisk materiale (OM) og fenomenet kjent som «browning» (Albrecht et al., 2023) eller brunifisering av vannet på norsk.

Brunifisering av vann, er et fenomen som beskriver en økning i farge i innsjøer, preget av gule til brune nyanser, og oppstår som et resultat av høy tilførsel og begrenset utlekking av løst organisk materiale (DOM) ut utløpet og eller nedbrytning innad i innsjøen (Blanchet et al., 2022). Til tross for at drivkreftene bak denne prosessen ikke er fullstendig forstått blant forskere, finnes det indikasjoner på hvilke innsjøer som er mest sårbare for fenomenet. Innsjøer lokalisert i nordlige regioner med boreal skog ser ut til å være spesielt utsatt, med en økning i antallet innsjøer som opplever økt farge i vannet (Blanchet et al., 2022; de Wit et al., 2023).

Enkelte mønstre dukker opp. Spesielt i områder som har vært utsatt for sur nedbør, har innsjøene hatt en tendens til å ha blitt mørkere (Hongve et al., 2004). Sur nedbør gjorde at områdene rundt innsjøen holdt igjen OM, noe som førte til at avrenningen ikke brakte med seg så mye og holdt dermed OM konsentrasjonen lav. Men ved slutten av 1990-tallet var mengden sur nedbør betraktelig redusert og gjorde OM i jord mer vannløselig (Glosli, 2019; Hessen et al., 2021; Hongve et al., 2004).

Nedbørsmønstret har også endret seg mye. Hvor det har stadig blitt våtere i norske skoger. Siden 2000-tallet har nedbørmengden vært over gjennomsnittet for 1900-tallet (Metrologisk-institutt, 2024). Det er også slik at nordlige områder har opplevd en økt vekst, spesielt av skog («greening») siden tidlig 1990-tallet som følge av globale temperatur endringer og økt mengde nedbør. Grønningen har ført til lenger vekstperioder og dermed mer produksjon av organisk karbon. Spesielt boreale skoger i Europa er svært utsatte og har hatt en stor vekst (Buermann et al., 2014).

Ofte er det en sammenheng med mengde DOM og DOC som tilføres vannet. DOM er en naturlig del av innsjøer, men kan ha ulik komposisjon ved varierende miljø. I boreale skoger kommer det av utvasking av jord, slike skoger er ofte tørre og nedbør vil enkelt føre DOM til vannoverflater (Esbrí Senar, 2018; Hessen et al., 2021; Hongve et al., 2004) Ofte vil DOM også framstilles som noe vi kan kalle for humus. Humus har fargen brun, men intensiteten til fargen varierer i forhold til størrelsen på molekylet og sammen med jern kan fargen bli svært mørk (Hagman, 2020). Den er et organisk karbon som formes ved nedbrytningen av plante og dyre materiale, og kan ha bundet nitrogen og fosfor, men gjør den ikke veldig rikt på

næringsstoffer (Esbrí Senar, 2018). Humus kan være svært vanskelig å bryte ned på grunn av dens mange funksjonelle grupper og aromatiske strukturer, det vil si at det kan bli værende i vannet over lenger tid. Samtidig er strukturene med på å absorbere UV og annen form for kortbølge stråling (Hagman, 2020; UiO, 2011).

Absorpsjonen av disse strålingene kan også gi fra seg synlig lys i form av en gul-brun fargetone i DOM-rike vann (Blanchet et al., 2022). Denne effekten har vist seg å være svært framtreende i boreale skoger og er med på å endre dens fysiske-kjemiske egenskaper, og videre ha økologiske konsekvenser (Blanchet et al., 2022).

1.2 Endring i vannet fysisk og kjemisk

De mest fremtreende endringene i innsjøer som opplever brunifisering er fargeendringen, som tar form av en gul-brun fargetone og skyldes tilstedeværelsen av mørke humus forbindelser. Som et resultat av det mørkere vannet, vil ikke lyset trenge like effektivt gjennom vannsøylen som i klarere vann (Read & Rose, 2013). Den økte absorpsjonen av solstråling i DOM fører også til oppvarming av de øvre lagene av vannet og fører til at epilimnion blir varmere og gjør tettheten til vannet lavere, mens vannmassene i hypolimnion holder seg stabilt kaldere og med høyere tetthet. Dette er også med på å begrense sirkulasjonen av næringsstoffdynamikken og leveforholdene til organismer. På grunn av disse begrensningene som følge av sjikting, vil oksygen være fraværende i lenger perioder fra hypolimnion (Read & Rose, 2013).

Alle disse endringene er med på å påvirke det biologiske mangfoldet i innsjøer og da spesielt for fotosyntetiserende organismer som fyttoplankton (Blanchet et al., 2022). Når vannet blir varmere grunnet den forhøyede absorpsjonen av sollys, vil termiske sjiktinger i vannet medføre at deler av vannet blir utilgjengelig for alger å oppholde seg i og dermed ikke kunne utnytte alt sollys og næring (Read & Rose, 2013). Større andel av innsjøen forblir kald og oksygenfattig i lenger perioder. Dette medfører vanskeligheter for fyttoplankton, spesielt når det kommer til utbredelse og tilgang til næringsstoffer som følge av endret næringsstoffdynamikk. Sjiktingen fungerer som en barriere for mange organismer, som bergenser tilgangen til næringsstoffer i hypolimnion. Epilimnion hvor alger normalt oppholder seg vil være begrenset med tanke på plass og tilgang på næring. Dette utfordrer de ulike algeartene til å finne nye metoder for å overleve (Blanchet et al., 2022; Read & Rose, 2013). Vi vil da kanskje se noen algearter framtre som dominerende om de har en konkurranse fordel.

Effekten DOC har på mengde næringsstoffer tilgjengelig for fytoplankton og andre organismer er ganske uklart og mange studier motsier hverandre. Men en studie fra Isles et al. (2020) viser til at mengde uorganisk nitrogen og total fosfor viser en slags mønster i forhold til økt mengde DOC. Men at tilførselen av DOC medfører økt vekst av fytoplankton kommer an på om nedbrytningen fra mikroorganismer er høy og miljøendringer i innsjøen tillater enkelt opptak av de tilgjengelige næringsstoffene som finnes i DOC (Hagman et al., 2015).

1.3 Fytoplankton og *Gonyostomum semen*

Fytoplankton finnes i nær sagt alle innsjøer, men mengde og mangfold varierer betydelig. Det er også organismen som først blir påvirket av miljø og klima endringer (Trigal et al., 2013). Distribusjonen, veksten, konkurransen og beitepress kan være avgjørende for hvilke arter som er til stede, og hvor drastiske endringer kan føre ulik fordeling av ressurser og plass. En art som kan vise tegn til å innta en dominerende stilling er *Gonyostomum semen*, som har spredt seg til mange innsjøer på Østlandet, hvor også innsjøene har opplevd mest endring i form av bruning (de Wit et al., 2023).

Gonyostomum semen (Raphidophyceae) en mixotrofisk fytoplankton art som betraktes som en invaderende art i Norden på grunn av dens potensielle påvirkning på innsjøkosystemer.

Dominansen til *G. semen* begrunnes ofte av dens mange konkurransedyktige egenskaper i forhold til andre fytoplanktonarter. Andre studier mener imidlertid at den bør klassifiseres som en lokal art ettersom dens dominans skyldes klimatiske endringer i og rundt områdene de siste tiårene (Hagman et al., 2019; Hagman et al., 2020; Trigal et al., 2013).

G. Semen som mange andre algearter, har evnen til å dominere algesammensetningen i en innsjø. Det er derfor blitt diskutert mange ulike hypoteser om hvordan den har klart å dominere, blant annet faktorer som lysintensitet, pH-verdier, næringsinnhold og næringskjeden generelt (Findlay et al., 2005). En av dens mest nyttige evner er dens evne til å utføre diel vertical migration (DVM) eller såkalt døgn migrasjon langs vannsøylen. Hvor den om dagen utfører fotosyntese, mens den om natten beveger seg ned i de kadere og mer næringsrike delene av vannet, noe som gir en ekstra fordel i forhold til andre fytoplanktonarter (Rohrlack, Thomas, 2020; Trigal et al., 2013). Begrensinger knyttet til tilgjengeligheten av næringsstoffer og lys, som vanligvis utøver betydelig innflytelse på fytoplankton, ser ut til å ikke påvirker *G. semen* i like stor grad. Dette gjelder imidlertid ikke for dypere innsjøer, der lagdelingen av vannmassene forekommer på større dybder, og der *G.*

semen evne til diel vertikal migrasjon ikke strekker seg tilstrekkelig nedover (Rohrlack, Thomas, 2020).

G. semen har også i perioder med dårlig lys- og næringstilgjengelighet en evne til å danne sfæriske cyste. Cystene lagrer overskudds energi og gjør at algen kan overleve i situasjoner andre alger ville slitt. Disse cystene er dekket av slim som beskytter den mot skader og uttørking (Cronberg et al., 1988).

Algen har også en litt større størrelse og muligens en type forsvarsmekanisme som gjør den mindre attraktiv for rovdyr sammenlignet med andre fytoplanktonarter (Findlay et al., 2005; Rohrlack, Thomas, 2020; Trigal et al., 2013). En konsekvens av dens konkurrerende natur er at den vil dominere algeoppblomstringen.

Oppblomstringen av *G. semen* kan ha implikasjoner for rekreasjonsområder som for eksempel badevann og nødvendige ressurser som drikkevann for mennesker (Findlay et al., 2005). Samtidig vil det hindre flere av de mindre algeartene og videre negative konsekvenser for zooplankton og algespisene fisk (Trigal et al., 2013).

1.4 Formål og mål med studiet

Formålet med studiet er å se på utviklingen av fytoplankton og dominansen av *G. semen* i innsjøer på Østlandet, og om hvordan humusrike innsjøer potensielt har en betydning for den raske utviklingen. Ved å se på ulike faktorer som påvirker humusmengden og spiller en rolle i algens dominans vil vi kunne vite om det samme kan skje med andre innsjøer som opplever en økning i mengde humus og farge. Med disse betingelsene kan vi se og forutse om *G. semen* vil ha en påvirkning på fytoplankton sammensetningen i andre innsjøer.

Masterprosjektet forgår i Solbergvannet, en innsjø i Østmarka. Vannet er relativt isolert fra menneskelig påvirkning og har barskog rundt seg. Nærliggende vann har vist tegn til forekomsten til *G. semen* og det undersøkes om også Solbergvannet også tilsynelatende også har gitt algen mulighet til å blomstre.

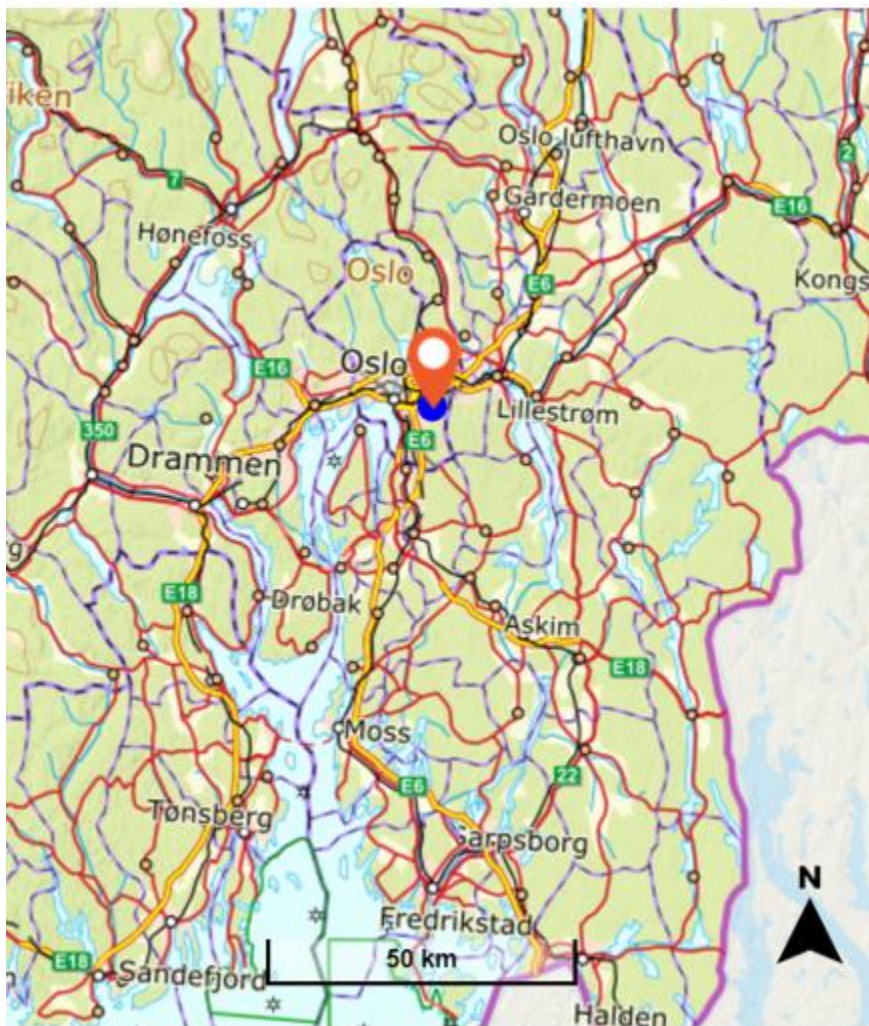
2. Metode og materiale

2.1 Feltarbeid og befaring

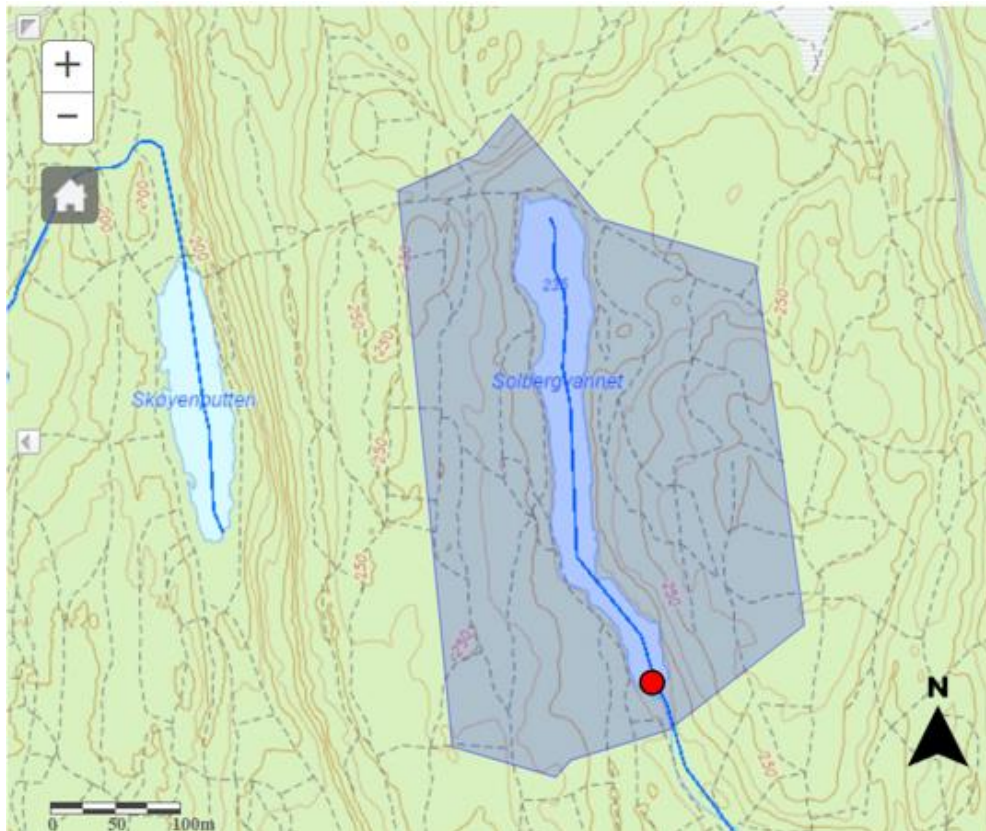
2.1.1 Studieområde

Feltarbeidet ble gjennomført i Solbergvannet (59.899697°N, 10.865997°Ø) som befinner seg i skogområdet Østmarka i Oslo fylkeskommune (figur 1.). Innsjøen kan klassifiseres som

dystrof og kjennetegnes ved høy konsentrasjon av DOM og farge. En slik innsjø vil normalt ha en brun farge (Hongve, 2021). Solbergvannet ligger ca. 235 moh. og har et areal på 0,0125 km². På det dypeste 5 – 6 meter. Nedbørsfeltet er relativt stort i forhold til størrelsen på vannet som påvirker vannets oppholdstid og har lite til ingen menneskelig infrastruktur og er omringet av skog og berg langs hele innsjøen.



Figur 1. Kart over plasseringen til Solbergvannet i forhold til norsk geografi (Norgeskart.no)



Figur 2. Kart over nedbørsfeltet til solbergvannet. (NVE, 2024)

2.1.2 Innsamling av data

Felt- og laboratoriearbeidet ble gjort i samarbeid med Eline Brouwer hvor vi sammen hentet inn data til studiet, men til hver sin oppgave med ulikt formål. Innsamling av data fra Solbergvannet foregikk fra 31.mai til 6.september 2023. Denne perioden av året ble valgt ettersom man ville få en oversikt over hvordan innsjøen endres i sammenheng med algeoppblomstringen som normalt forekommer i løpet av sommeren. Annenhver uke ble det gjennomført innsamling av vann fra ulike dyp i innsjøen. Disse dydene var henholdsvis ved 0,75m, 1,75m, 2,75m, 3,75m, 4,25m og 4,75m. Det dypeste punktet (4,75m) ble ikke prøvetatt før den 12. juli (4 innsamlingsdag). Ved hvert dyp ble det benyttet en vannhenter og fylt en plastflaske på 0,5 l. Før flasken ble fylt ble flasken skylt med vannet fra samme dyp tre ganger for å sikre minst mulig kontaminering. Det ble også passet på at flasken ikke hadde overskudsluft i seg, dette ble gjort ved å klemme på flasken samtidig som man skrudde på korken slik at luften ble byttet ut med vann og dermed forhindret ulike kjemiske reaksjoner å foregå/starte.

In situ målinger av temperatur (C°), oksygeninnhold (mg/l) og metning (%), ble foretatt ved hjelp av en sonde (YSI ProQuatro Multimeter meter), og avlest ved 11 ulike dyp 0,1m, 0,5m, 1,0m, 1,5m, 2,0m, 2,5m, 3,0m, 3,5m, 4,0m, 4,5m og 5,0m. Også siktedyp ble bestemt, dette ved hjelp av en Secchi-skive.

I en litt lenger periode fra 11.mai til 1. desember ble temperaturen i Solbergvannet målt i jevne mellomrom på 30 min døgnet rundt. Dette ble bestemt ved hjelp av loggere (ONSET-HOBO lys og temperatur loggere) ved 6 ulike dyp, 1,1 m, 1,66 m, 2,62 m, 3,58 m, 4,62 m og 5,49 m.

2.1.3 Værdata

Værdata for temperatur og nedbør ble hentet fra Meteorologisk institutt, vær og klimadatateneste, seklime.no (Norsk KlimaServiceSenter, 2024; Norsk KlimaServiceSenter b, 2024; Norsk KlimaServiceSenter c, 2024). Ettersom Østmarka ikke har egen målestasjon, ble nærmeste tilgjengelige målestasjon brukt, forholdsvis Østensjø for nedbør og Hovin for temperatur. Det er derfor noe variasjon fra egentlig lokalt klima.

2.2 Kjemisk analyse (laboratoriearbeid)

Vannprøver fra Solbergvannet ble fraktet direkte til laboratoriet på NMBU for opparbeiding, konservering og videre analyse. Ufiltrerte prøver ble brukt til måling av total N (Tot N) og total P (Tot P). Til måling av metaller, pigmenter og andre næringsstoffer ble 200 ml prøvevann filtrert gjennom et glass microfiberfilter av typen Whatman GF/C gjennomtrenging på ca, 2,2 µm. Prøvene ble så fryst til senere analysering markert med dato og dyp. Alle fysiske målinger gjennomført av meg, ble målt ved bruk av Norsk Standard tilpasset av Digernes (2004).

2.2.1 DOM (farge)

Farge ble målt i henhold til Norsk Standard tilpasset av Ivan Digernes (2004) NS-EN ISO 7887. Dette ble bestemt ved hjelp av et spektrofotometer (INST.) på filtrert prøve. Ved 410 nm.

2.2.2 DOC (Løst organisk karbon)

DOC ble analysert ved hjelp av teknikker ved fakultetet i henhold til NS-EN 1484, det ble brukt en Shimadzu organic carbon analyser TOC-VCPN. Analysen ble foretatt på filtrert prøve (<1,2 µm) som resulterer i at man måler DOC som en fraksjon av TOC. Uorganisk karbon ble fjernet fra prøven i forkant av analysen ved hjelp av saltsyre (HCl) og omdanning til CO₂.

CO₂ blir pumpet ut ved hjelp av luft til gjennombobling. Resterende prøve blir forbrent ved 680°C, CO₂ som dannes blir målt av en IR-detektor og gir oss DOC i mg/l.

2.2.3 Ammonium (NH₄⁺-N) og Tot N

Ammonium ble målt i henhold til Norsk Standard NS 4746 modifisert (med salicylsyre istedenfor fenol). Under analysen framkommer et farget kompleks som kan måles med spektrofotometri ved bølgelengde 655 nm. Det ble også laget en standardrekke med 5 kjente konsentrasjoner som fortynnes.

Totalt nitrogen ble målt i henhold til Norsk Standard NS 4743. Autoklaveres ved 1 atm. 121°C i 30 min. Måles deretter etter Norsk Standard 4745 for nitrat. Dette gjøres ved hjelp av ionekromatografi utført av teknikere ved fakultetet.

2.2.4 PO₄-P og Tot P

PO₄-p ble målt på to forskjellige metoder først ved fargeanalyse, og senere gjennom ionekromatografi (IC) ved bruk av Norsk Standard NS-EN 1189. Under analysen framkommer et sterk blåfarget kompleks som kan måles ved spektrofotometri. Mest sensitiv bølgelengde er på 880 nm. IC ble gjennomført av en tekniker ved fakultetet.

Total fosfor ble bestemt etter peroxodinsulfat-oksidasjon ved autoklaving ved 1 atm. 121°C i 30 min og deretter samme prosedyre som PO₄-p.

2.2.5 Sulfat (SO₄²⁻ og Klorid (Cl⁻)

Anionene sulfat og klorid ble målt ved IC. Dette ble gjennomført av teknikere ved fakultetet. Ionekromatografi ble brukt for å måle både SO₄²⁻ og Cl⁻ i vannprøvene. Prøvene blir sendt gjennom en kromatograf, hvor det gjennomføres ionebytting. Bytte skjer både mobilt og stasjonært, altså to faser. Den mobile vil de gå gjennom en kationcelle og i den stasjonære vil de festes til en hovedkolonne.

2.2.6 Metaller – Jern (Fe)

Jern ble målt ved hjelp av ICP måling gjennomført av en tekniker ved fakultetet. ICP-OES er et plasma-optisk emisjonsspektroskopi. Vannprøven blir omgjort til aerosol ved kontakt med argonplasma som holder en temperatur på 10 000K. Kontakten vil gjøre elektroner eksitert, men når de går tilbake til lavere energinivå igjen vil de gi fra seg lys ved en spesifikk bølgelengde. For å skille bølgelengder fra hverandre brukes et instrumentet fra Agilent Technologies (5110 ICP KP-OES) som brukes ved NMBU. (Agilent, u.u.).

2.2.7 Pigmentanalyser med HPLC

For å kunne fastslå dominansen til ulike alger brukes spesielle biomarkører som kan hjelpe oss å bestemme hvilke alger som befinner seg i Solbergvannet. En slik biomarkør kan for eksempel være pigmentet Heteroxanthin som hovedsakelig kommer fra *G. semen*, men kan forekomme hos andre arter, men med lavere konsentrasjon. Finner vi store mengder Heteroxanthin kan det indikere på at *G. semen* er til stede. Dette sammenligner vi med andre pigmenter som brukes som biomarkører for andre alger for å fastslå dominansen av ulike alger.

Pigmentene ekstraheres fra materialet som ligger på filteret etter filtrering av vannprøvene, som er oppbevart i frossen tilstand inntil analyse. For å bestemme de ulike pigmentene brukes High Performance Liquid Chromatography (HPLC). Ved å sammenligne med kjente pigmentstandarter kan man finne tilstedeværelsen til de ulike pigment/biomarkørene. Pigmentene identifiseres ut ifra resultatet fra retensjonstiden (analysetiden) og absorpsjonsspekteret. Pigmentene måles i fra bølgelengdene 350 til 700 nm. (Hagman et al., 2019). Denne analyseringen ble gjennomført av kvalifisert personell ved MINA-fakultet, Jord og vannfag.

Klorofyll *a* og bakterieklorofyll ble som alge pigmentene analysert ved bruk av HPLC metoden. Målinger ble gjort i området 750 nm og 665 nm.

2.2.8 Tilleggsinformasjon

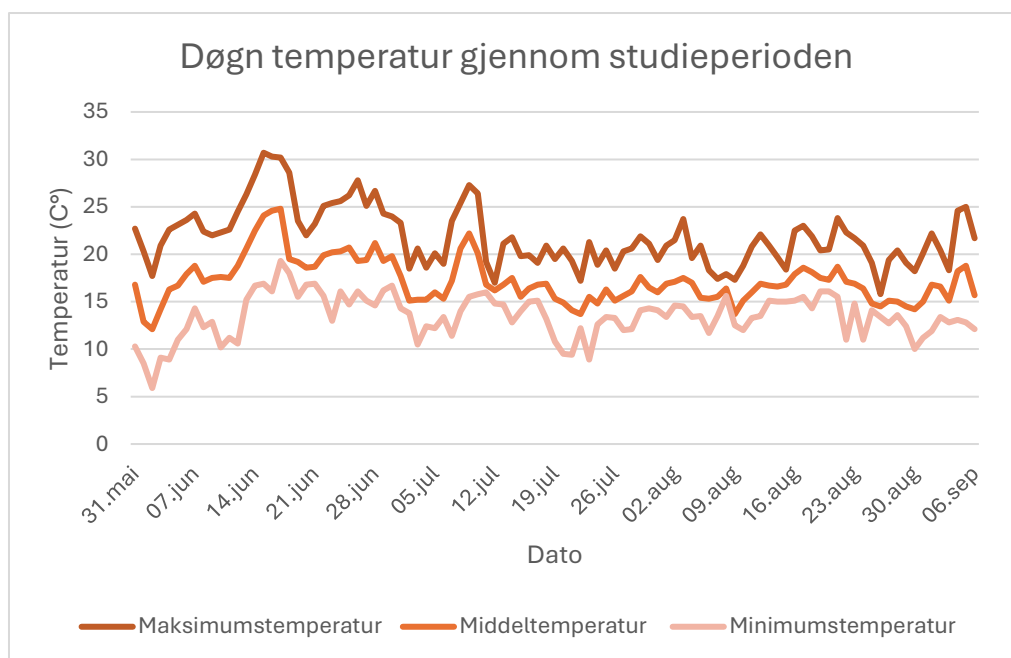
Noen av grafene har jeg fått hjelp av veilederen Gunnhild Riise til å lage for å få et enklere overblikk. Jeg har også av og til brukt ChatGPT 4.0 for å omstrukturere mine egne tekster for å få de litt mer grammatisk og akademisk riktige.

3. Resultat

3.1 Værforhold i nærområdet (Oppsal, Oslo)

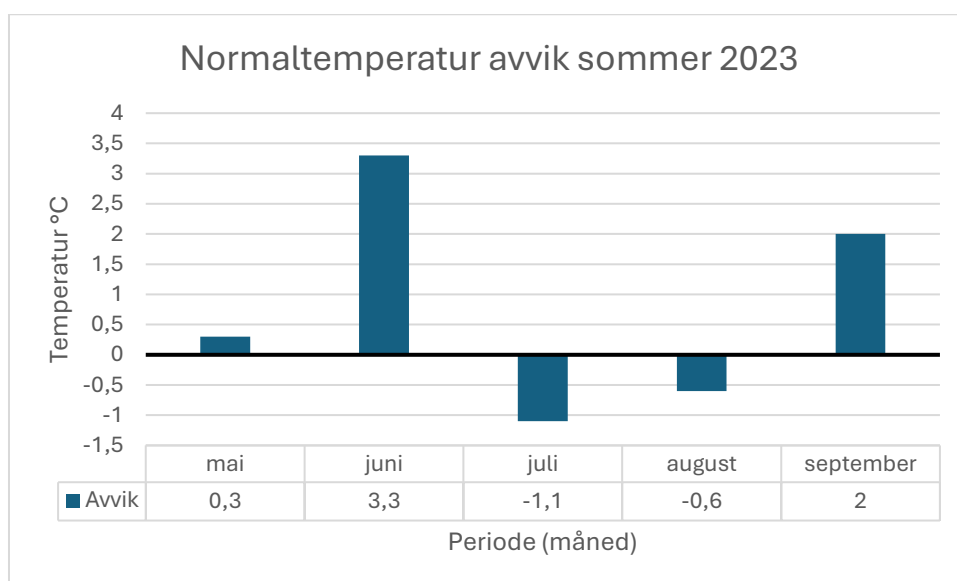
3.1.1 Lufttemperatur

Lufttemperaturen gjennom perioden hadde en relativt høy økning i første periode mellom mai og juni med høyeste registrerte temperatur i 30°C sjiktet (Figur 3). Etter denne relativt varme perioden i starten av prøveperioden ble temperaturen mer stabilt fra midtre juli og utover sesongen. I denne stabile perioden var den laveste døgntemperaturen på omkring 14°C og høyeste på 20 °C.



Figur 3. Lufttemperatur i Oslo fra Hovin målestasjon i perioden 31.mai til 6.september 2023. (Norsk KlimaServiceSenter c, 2024).

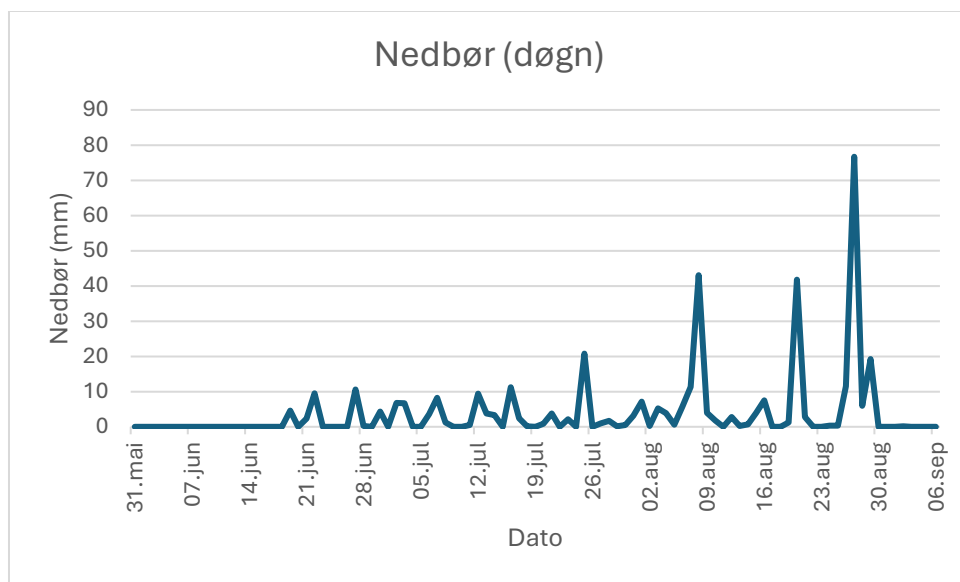
Om vi ser på hvordan normaltemperaturen for sommerperioden 2023 skilte seg fra andre år 1991 til 2020 ved samme sommerperiode kan vi se en liten, men merkbart avvik fra gjennomsnittet (figur 4). Juni var mye høyere enn i 1991-2020 perioden med 3,3 grader økning, mens juli og august var merkbart lavere.



Figur 4. Avvik i normaltemperatur 2023 sammenlignet med samme periode 1991-2020, Hovin målestasjon. (Norsk KlimaServiceSenter b, 2024)

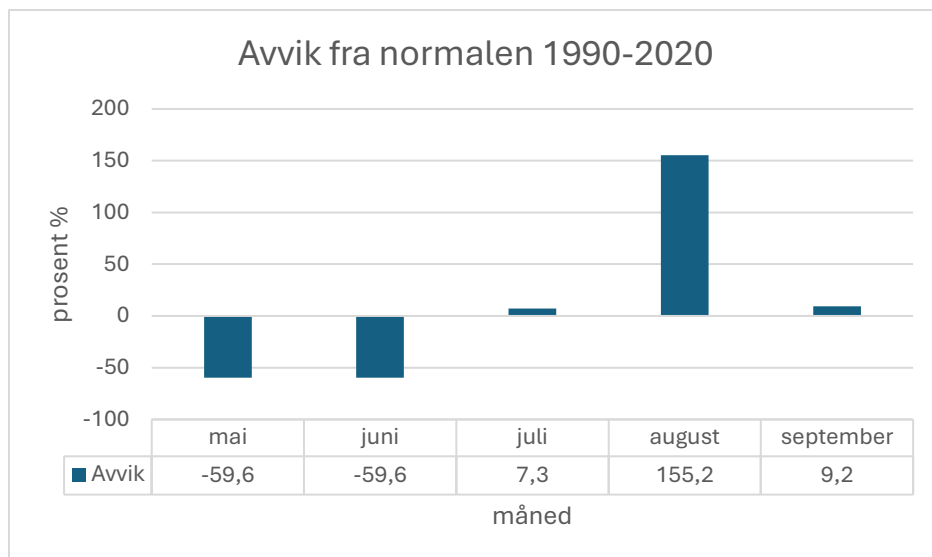
3.1.2 Nedbør

I perioden 31.mai til 18. juni var det ikke registret noe nedbør og 27. juni som eneste dag med registret nedbørsmengde over 10 mm (10,6 mm) (Figur 5). Juli hadde flere perioder med nedbør, men med relativt lite i total mengde. August var mye våtere med det høyeste registrerte den 27. aug. på 76,7 mm. Gjennomsnittlig hadde juni en nedbørsmengde på 1,01 mm, juli 2,94 mm og august 8,31 mm. (Trigal et al., 2013)



Figur 5. Nedbørstall fra Østensjø målestasjon. (Norsk KlimaServiceSenter, 2024)

Hvis vi sammenligner nedbør sommeren 2023 med normalnedbør for perioden 1990-2020 (figur 6) ser vi tegn til store avvik. Både mai og juni 2023 var svært tørre i forhold til normalen med avvik på -59,6 %. August derimot var mye våtere med 155,2 % mer regn i forhold til normalen.



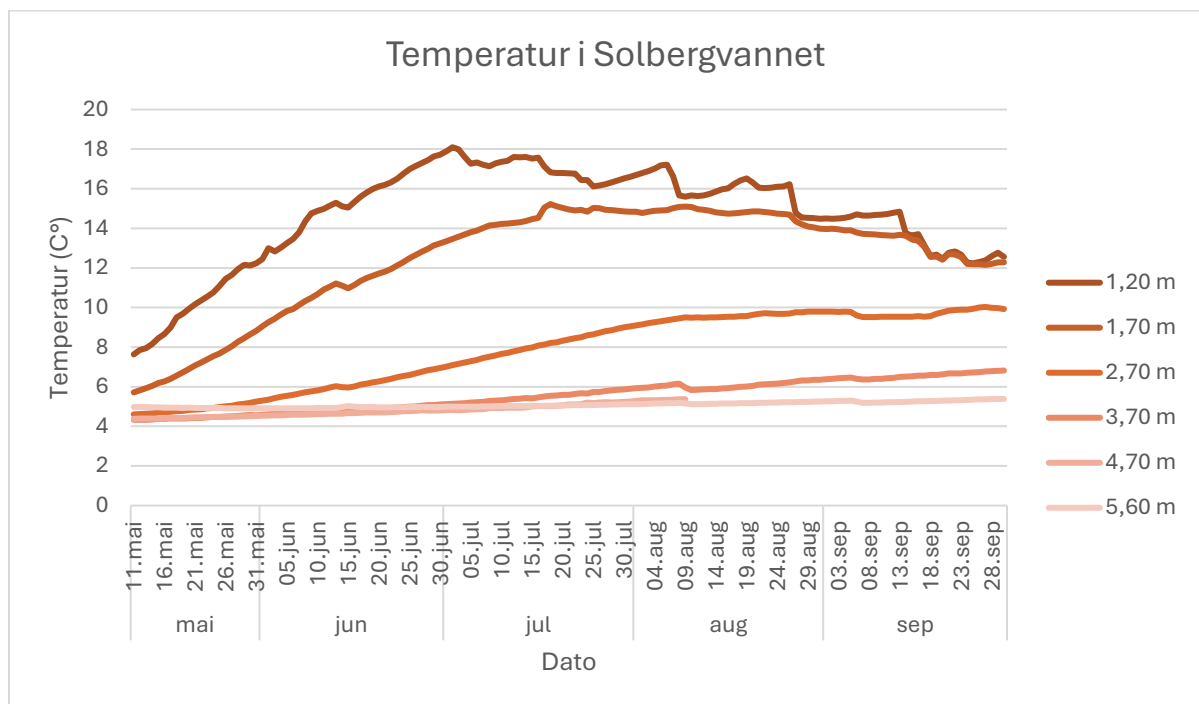
Figur 6. Avvik i prosent sommeren 2023 i forhold til normalen 1990-2020. data hentet fra Norsk KlimaServiceSenter 2024)

3.2 Temperatur og oksygen målinger fra Solbergvannet

3.2.1 Vanntemperatur

Temperatur målinger ved forskjellige dyp ble gjennomført i Solbergvannet. Dette ble gjort med sensorer utplassert i perioden 11. mai til 30. september. Ved utplassering var det liten, men merkbar temperatur forskjell mellom det topplaget (1,20 m) og bunnen (5,60m). Totalt var det 3-4°C forskjell (Figur 7). Dette betyr at det allerede har skjedd en termisk sjikting i vannet. Denne sjiktingen ble bare større i løpet av perioden. På det største var differansen mellom det øverste og nederste laget i vannet på 12°C den 2. juli.

Samtlige andre sjiktinger fant også sted ved 1,70m og 2,70m, hvor førstnevnte (1,70m) startet sjiktingen tidligere i mai, mens sjiktingen ved 2,70m startet rundt 31.mai (Figur 7). De nederste målingene ga liten differanse og holdt seg stabilt på rundt 5°C. Videre steg temperaturen i de nedre dypene til maksimalt 5-7°C.

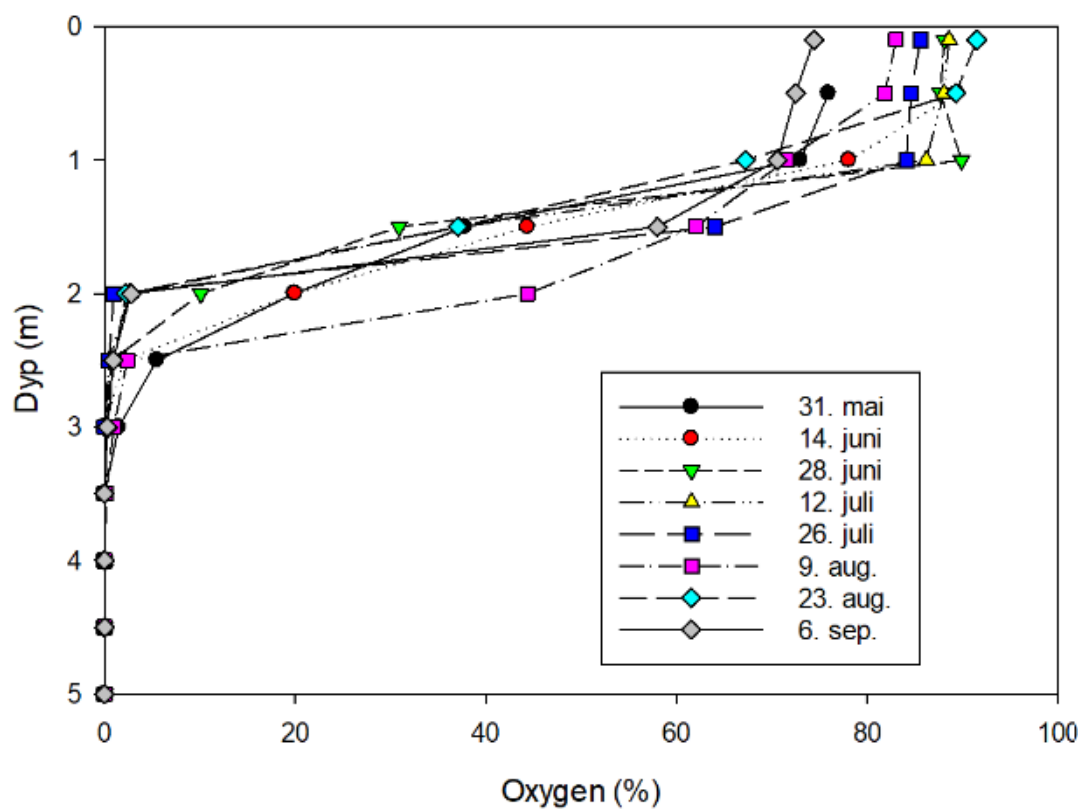


Figur 7 Temperatur endring i Solbergvannet fra 11.mai til 30.september. Det er blitt brukt ulik fargegradient fra mørk oransje i de øvre lagene til lys oransje i de nedre. Dypet 4,70 m mangler data fra 6. september.

3.2.2 Oksygenmålinger

Oksygenmetningen i vannet ble målt *in-situ*. Oksygenmetningen (%) i det øverste laget (1,0 m) holdt seg relativt stabilt på mellom 90-70 % oksygenmetning (Figur 8).

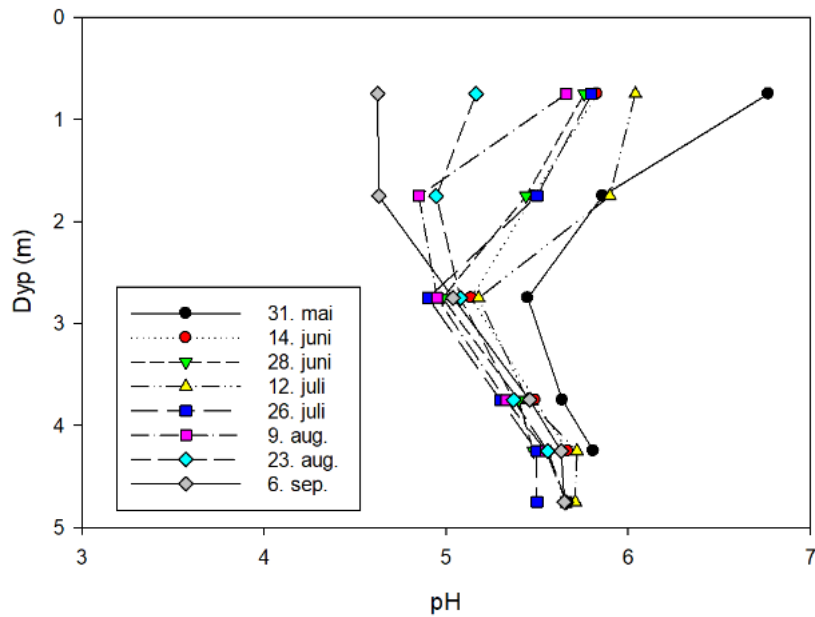
Fra 1,0 m til 2,5 m skjer det en drastisk ending i metningen hvor oksygenmetningen faller til nærmest 0%. Fra 2,5 m og videre ned i vannet til 5,5 m er det $\leq 0\%$ oksygen og tilnærmet anoksiske forhold.



Figur 8 Endring i oksygenmetning (%) i solbergvannet. Det blir brukt ulike tegn for hver dato fra 31.mai til 6. sep.

3.2.3 pH

Solbergvannet hadde på det laveste en pH på 4,6 den 6 september ved 0,75 m og på det høyeste en pH på 6,7 den 31. mai ved samme dyp (figur 9). I begynnelsen av de anoksiske forholdene, 2,0 m til 3,0 m, var pH på rundt 5-5,5 i hele perioden. Fra 4 og nedover var den på rundt 5,5.

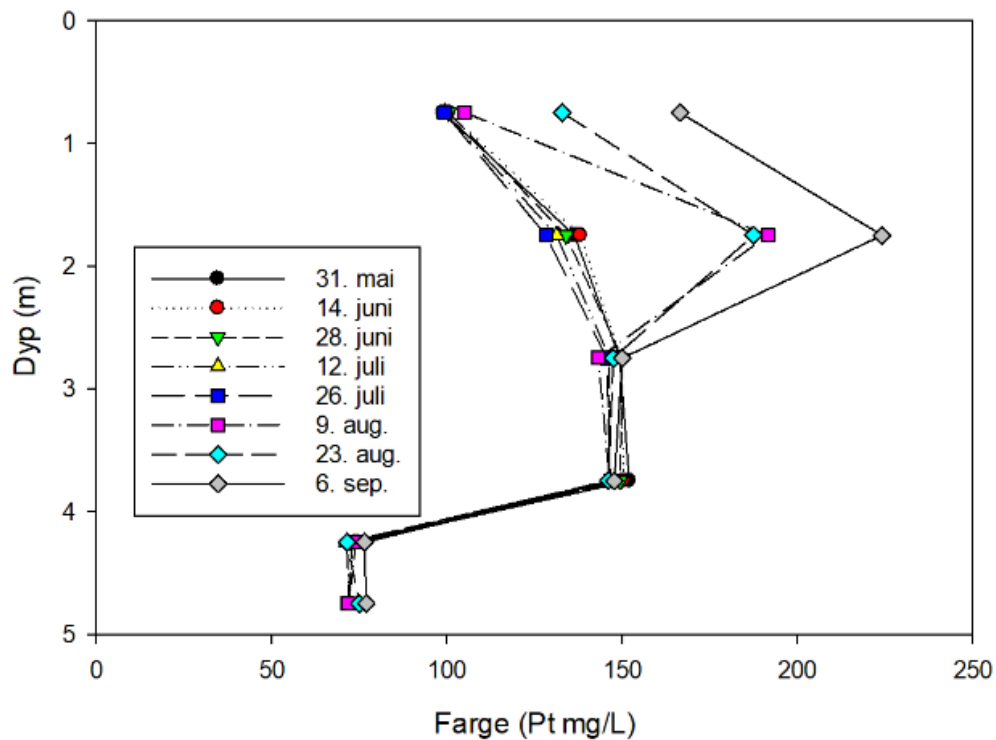


Figur 3 Grafen viser endringen i pH ved ulike dyp i perioden 31. mai til 6 september.

3.3 Næringsstoffer og organiske forbindelser

3.3.1 Farge (DOM - Dissolved organic matter)

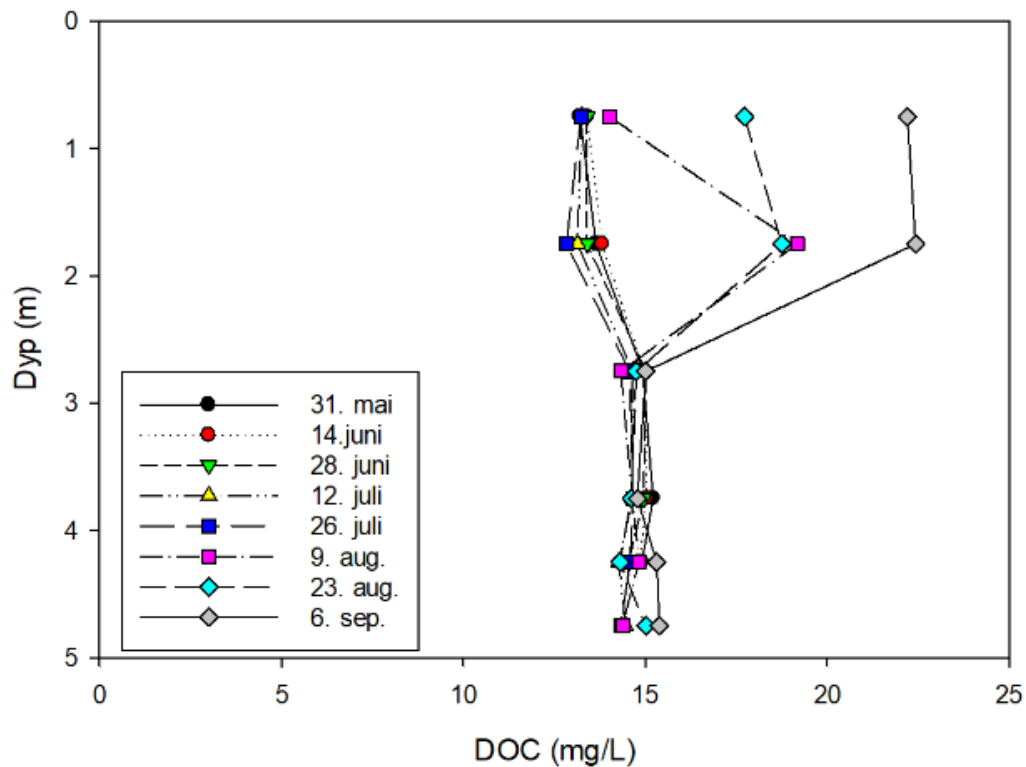
Mengde farge ved de ulike dypene i Solbergvannet holdt seg relativt stabilt i første del av perioden fra 31.mai til 26.juli. Det var en liten endring i starten av august, hvor vi så en endring av mengde farge i de øvre delene av vannet. Dette økte utover perioden og var på det høyeste rundt 225 Pt mg/l farge ved 1,75 m den 6. september (figur 10).



Figur 4 Endring i fargeverdi (Pt/l) ved ulike dyp i løpet av perioden 31.mai til 6.september.

3.3.2 DOC (Dissolved Organic Carbon)

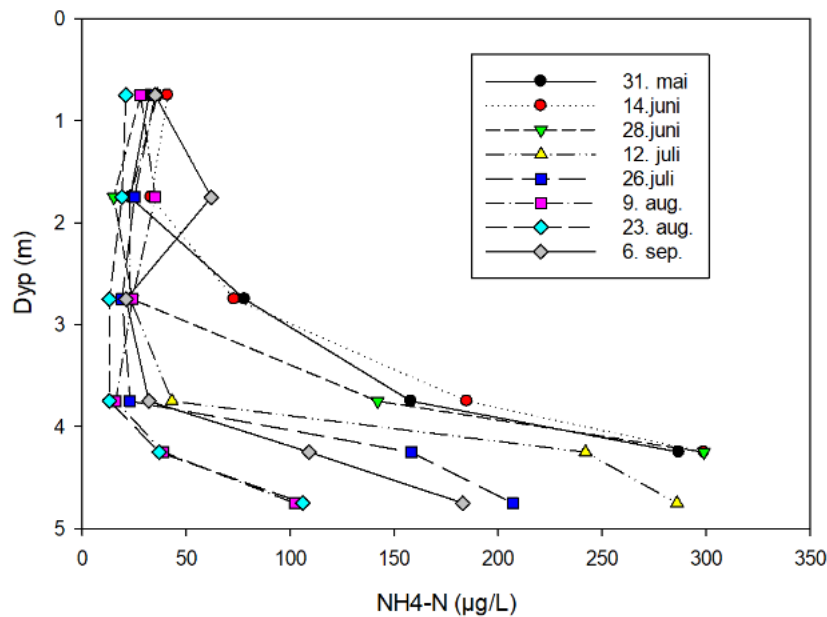
I figur 11 ser vi at fra 31. mai til 28 juli holdt konsentrasjonen av DOC i Solbergvannet seg relativt stabilt på mellom 14-15 mg/l DOC. Fra august og ut perioden fram til 6 september var det en økning i konsentrasjonen i de øvre delene av vannet, hvor det stabiliserte seg ved 3 meters dybde.



Figur 5. DOC konsentrasjon ved ulike dyp og ulike datoer fra 31.mai til 6 september.

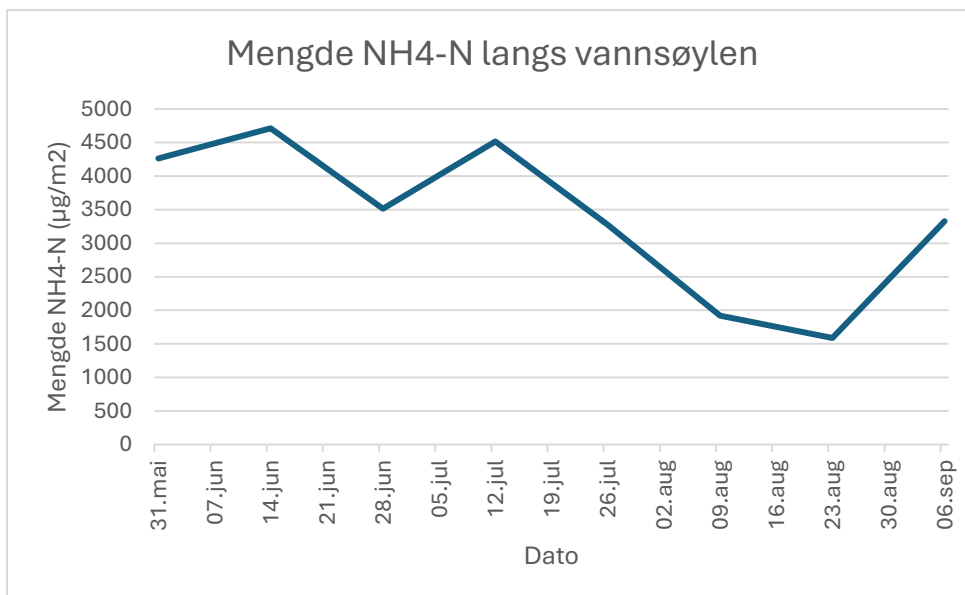
3.3.3 Ammonium (NH₄-N)

Lagene langs bunnen 3,75, 4,25 og 4,75 hadde høyere forekomst av ammonium enn topp lagene som hadde en mer konstant konsentrasjon (figur 12). Konsentrasjon ble lavere jo lenger inn i perioden man kommer. På det høyeste var ammonium mengden på 300 µg/l i juni ved 4,25 meters dybde.



Figur 6. Konsentrasjon NH4 ved de ulike dyp, fra perioden 31.mai til 6. september.

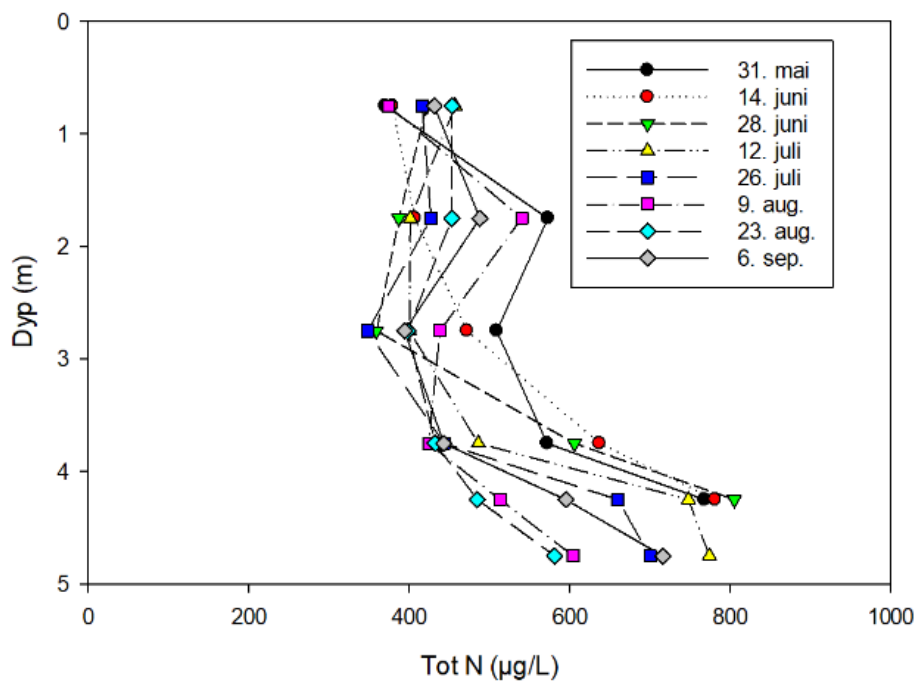
Den gjennomsnittlige mengden ammonium langs vannsøylen var i en konstant nedgang fra midten av juni fram til nærmere slutten av august (Figur 13). Fra å ha en mengde på 4712 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ NH4 den 14.juni til 1587 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ den 23. august. Dette har en negativ korrelasjon med mengde nedbør (figur 7) hvor starten av prøveperioden hadde lavest mengde nedbør, mens slutten av august opplevde en høyere forekomst.



Figur 7. Mengde NH4-N (ammonium) fra perioden 31.mai til 6. september.

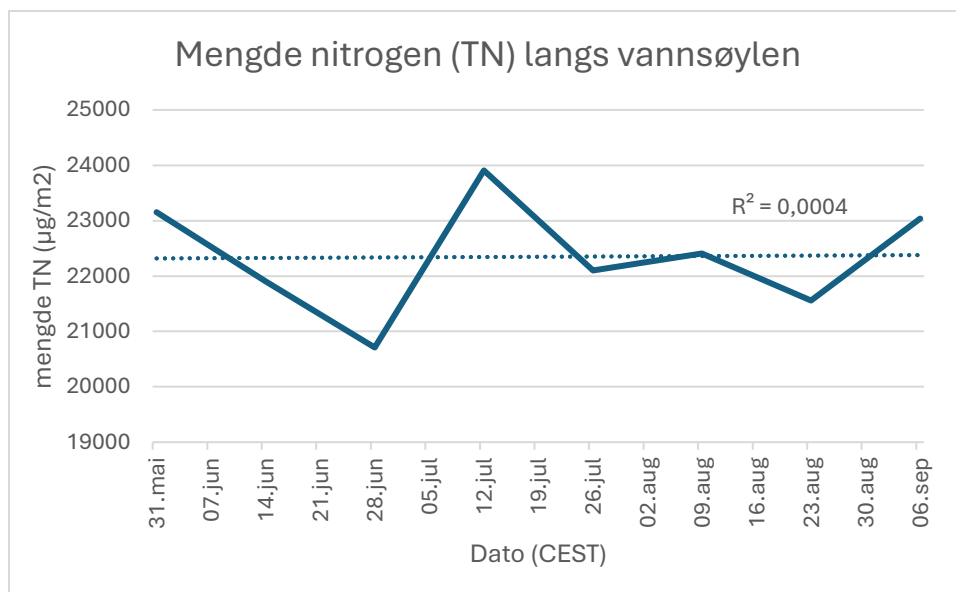
3.3.4 Total nitrogen (Tot N)

Mengden totalt nitrogen ved de ulike dypene holdt seg relativt stabilt gjennom hele prøveperioden. Det var en gradvis økning jo lenger ned i vannsøylen man kommer. Ved 0,75 m ligger konsentrasjonen på 400-500 $\mu\text{g/l}$, mens ved 4,75 ligger det på mellom 600-800 $\mu\text{g/l}$ (figur 14).



Figur 8. Konsentrasjonen av Tot N ved ulike dyp i løpet av perioden 31.mai til 6. september.

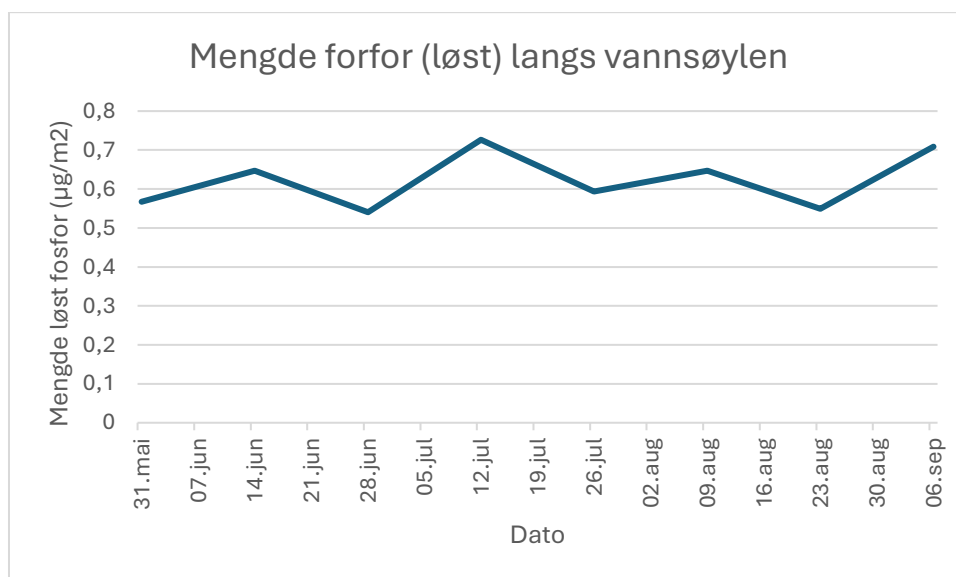
Total nitrogen lags hele vannsøylen i løpet studieperioden var relativt stabil. Det var en liten nedgang i mot slutten av juni (figur 15), men dette hentet seg opp i løpet av juli.



Figur 9. Mengde TN (total nitrogen) i vannsøylen fra perioden 31.mai til 6 september.

3.3.5 Fosfor (Løst fosfor)

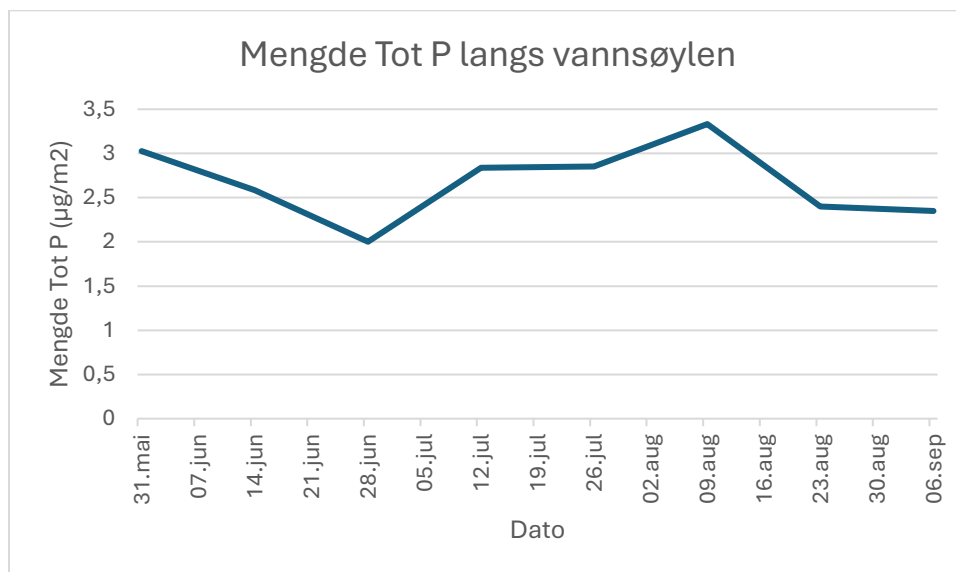
Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av løst fosfor i vannet var svært lite og ubetydelig. Det var også svært lite endring i mengde over tid (figur 16).



Figur 10. Mengden fosfor (løst) langs hele vannsøylen i perioden 31.mai til 6 september.

3.3.6 Total Fosfor (Tot P)

Mengden total fosfor langs hele vannsøylen hadde svært liten endring og mengden er relativt ubetydelig (figur 17). Mengden var på rundt 2 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ til 3,4 $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

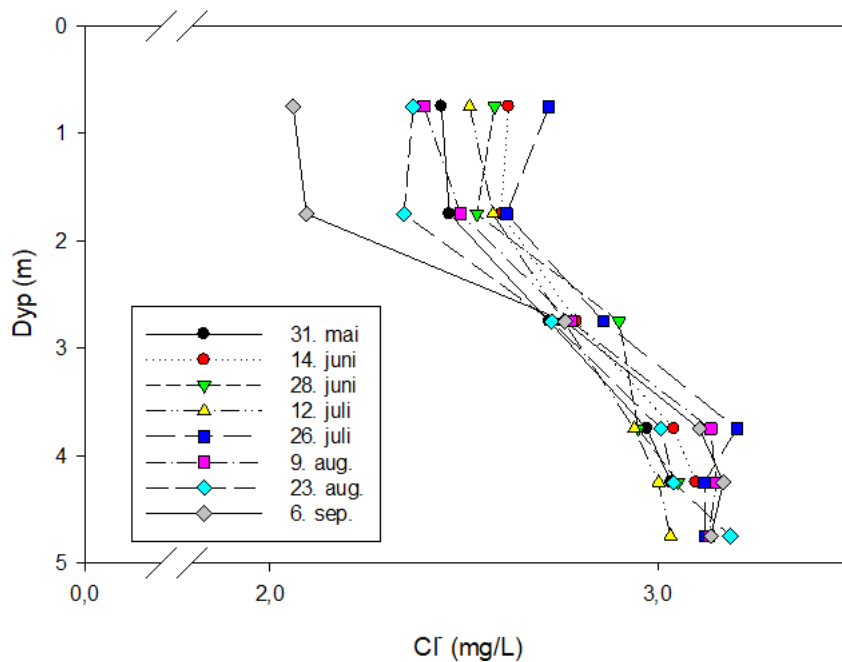


Figur 11. Mengde Tot P (total fosfor) langs hele vannsøylen fra perioden 31. mai til 6. september.

3.4 Andre komponenter

3.4.1 Klorid (Cl^-)

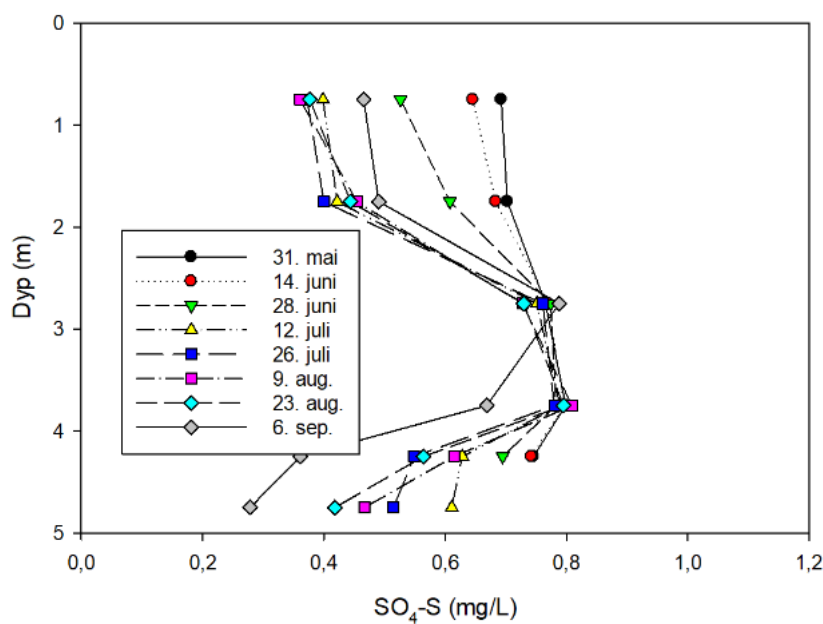
Klorid konsentrasjonen i vannet holdt seg relativt stabilt i hele prøveperioden og holdt seg i området rundt 0,4 mg/l til 0,6 mg/l. De to øverste lagene 0,75 og 1,75 hadde lavest konsentrasjon i stor deler av prøveperioden. (figur 18).



Figur 12. Endring i klorid Cl^- konsentrasjon fra 31. august til 6. september.

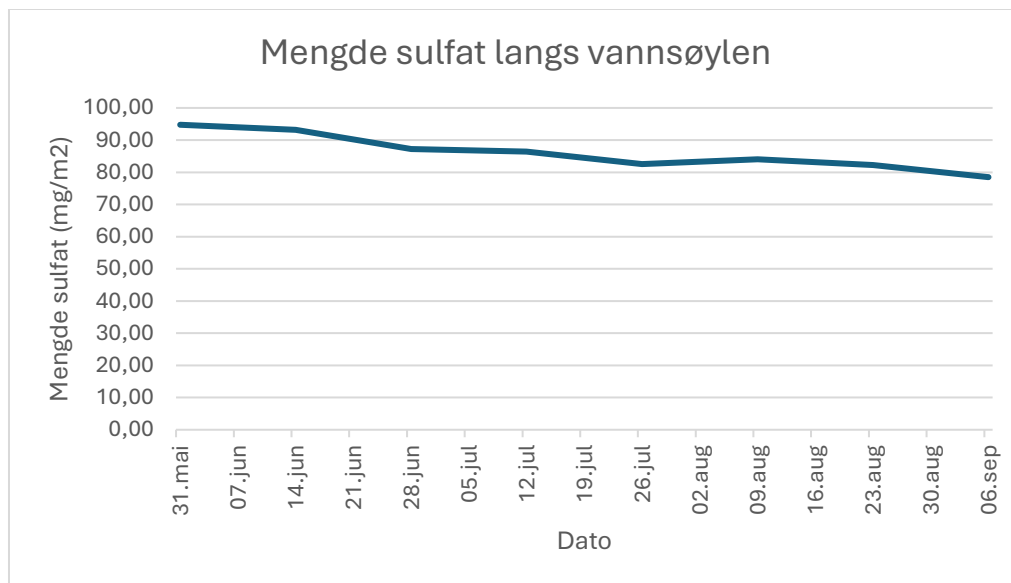
3.4.2 Sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$)

Om vi ser på konsentrasjonen fordelt på de forskjellige dypene ser vi at ved 2,75 m og 3,75 m SO_4 konsentrasjon ligger på omkring 0,8 mg/l (figur 19). Ellers var det liten variasjon og relativt lav konsentrasjonsendring blant de ulike dypene og datoene.



Figur 13. $\text{SO}_4\text{-S}$ konsentrasjonen ved ulike dyp fra perioden 31. mai til 6 september.

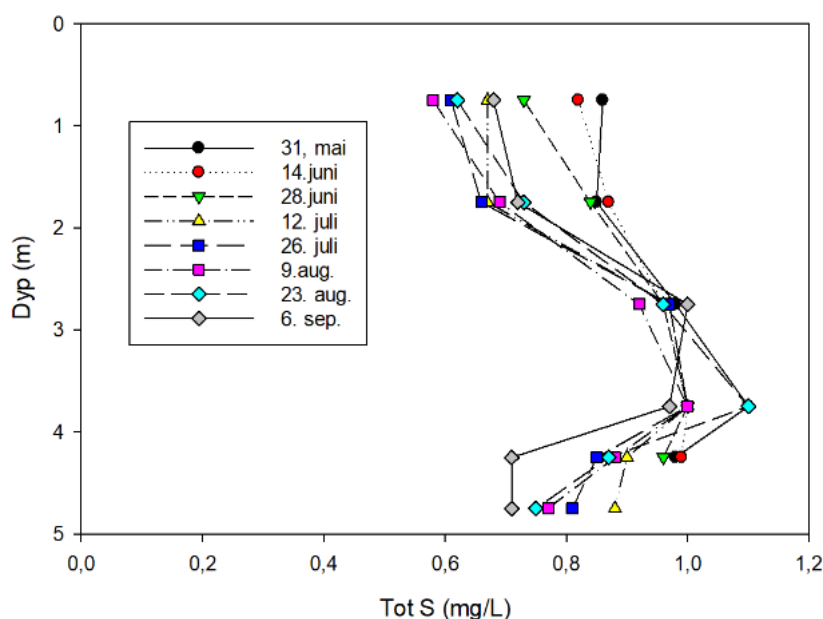
Mengde $\text{SO}_4\text{-S}$ langs hele vannsøylen var på det høyeste i starten av prøveperioden på 95 mg/m^2 . Deretter lå mengden på rundt $80\text{-}90 \text{ mg/m}^2$ i store deler av innsamlingsperioden. (Figur 20).



Figur 14. Mengde $\text{SO}_4\text{-S}$ langs hele vannsøylen fra perioden 31. mai til 6. september.

3.4.3 Total svovel (Tot S)

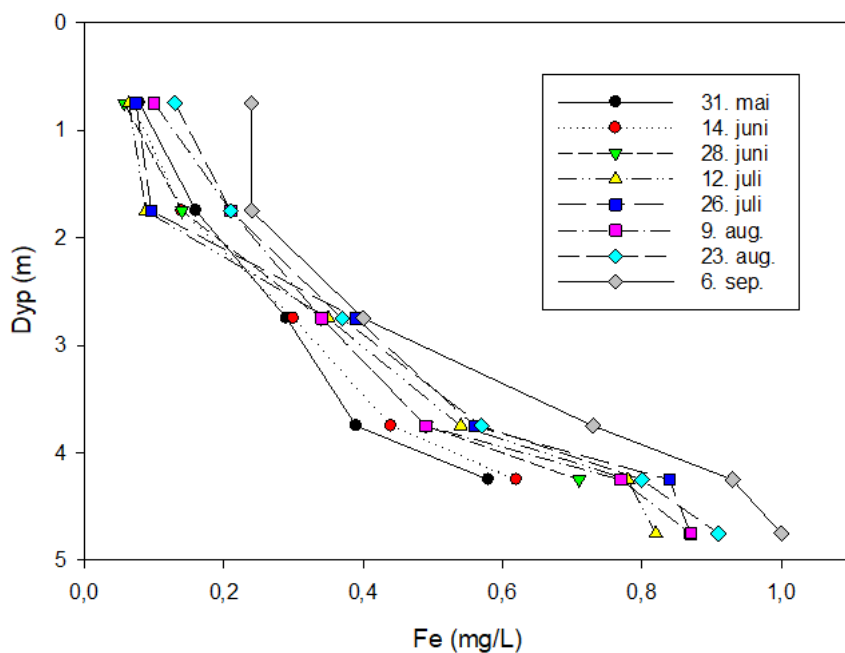
Endring i Tot S er relativt lik figur 18 om $\text{SO}_4\text{-S}$ hvor dypene 2,75 m og 3,75 m skiller seg fra de andre dypene, men også her er endringen i konsentrasjon mellom de ulike dypene og datoene svært liten (figur 21).



Figur 15. Endring i Tot S ved ulike dyp i perioden 31. mai til 6. september.

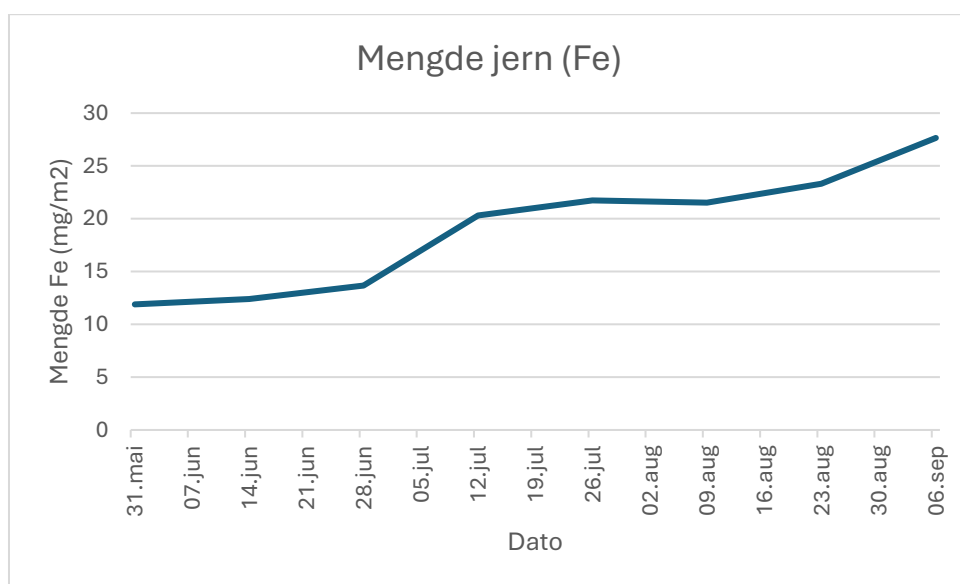
3.4.4 Jern (Fe)

Om vi ser på hvordan jern endrer seg ved de ulike dypene har det det en tendens til å ha en høyere konsentrasjon i de nedre dypene og lavere i de øvre. Gjennomsnittlig ligger jern konsentrasjon ved 0,75 m på rundt 0,1 mg/l en lang periode i prøveperioden. I motsetning lå konsentrasjonen ved 4,75 m på rundt 0,8-1,0 mg/l. (figur 22).



Figur 16. Jern konsentrasjon ved ulike dyp i perioden 31. mai til 6. september.

Mengden jern langs hele vannsøylen gikk gradvis opp under hele prøveperioden. Mengden nærmest doblet seg fra 12 mg/m² til over 27 mg/m². (figur 23)

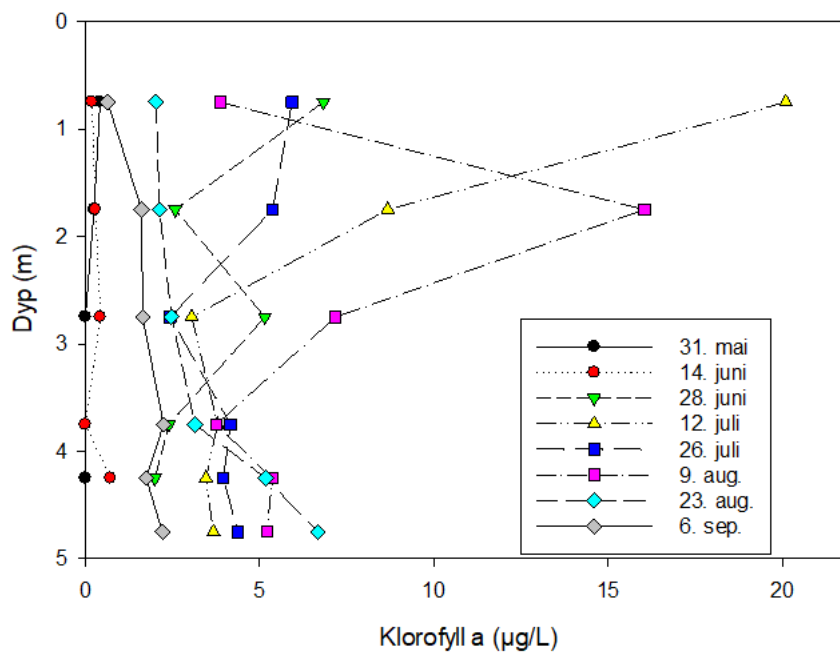


Figur 17. Mengde jern langs hele vannsøylen fra perioden 31. mai til 6. september.

3.5 Pigmenter

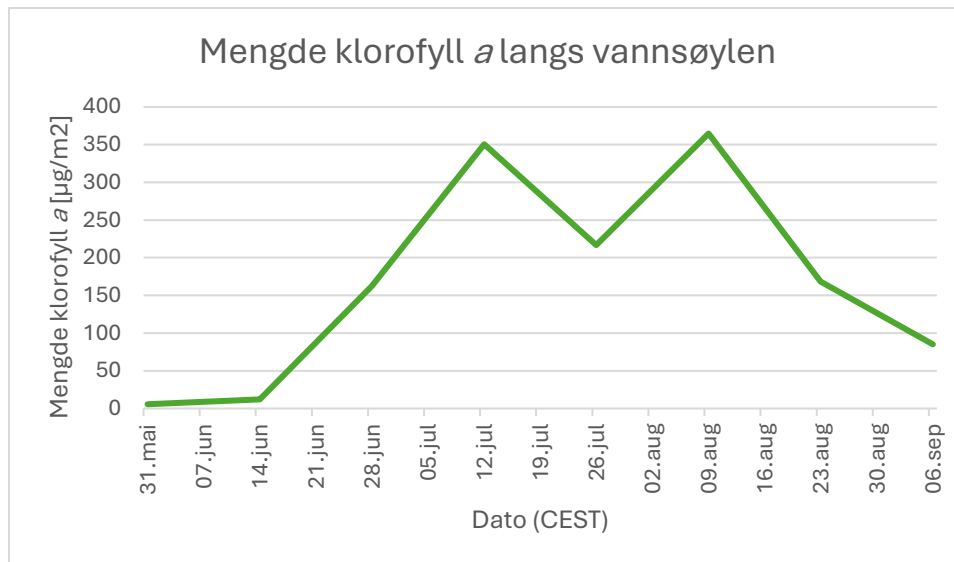
3.5.1 Klorofyll *a*

De ulike dypene hadde ulik mengde konsentrasjon av klorofyll *a* på forskjellige tidspunkt. Den første toppen den 12.juli var den største konsentrasjonen av klorofyll *a* i det øverste dypet 0,75 m, mens neste topp den 9. august var nest øverste dyp 1,75 m (figur 24).



Figur 18. Klorofyll *a* konsentrasjon ved ulike dyp i perioden 31.mai til 6.september.

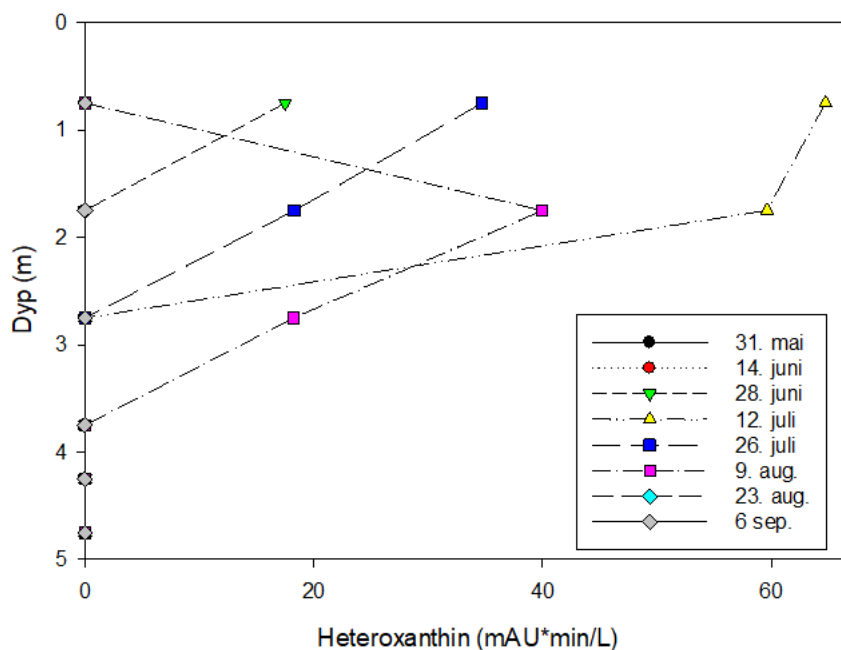
Mengden klorofyll *a* startet å øke i slutten av juni hvor det først var registrert den 28.juni. I prøveperioden var det to forskjellige topp perioder med gjennomsnittlig mengde på 350 µg/m² klorofyll *a* (figur 25). I juli gikk konsentrasjonen noe ned før den gikk opp igjen. Etter 9. august var det en gradvis nedgang i mengde klorofyll *a* frem til prøveperiode slutt.



Figur 19. Mengde klorofyll a gjennom hele vannsøylen fra perioden 31.mai til 6.september.

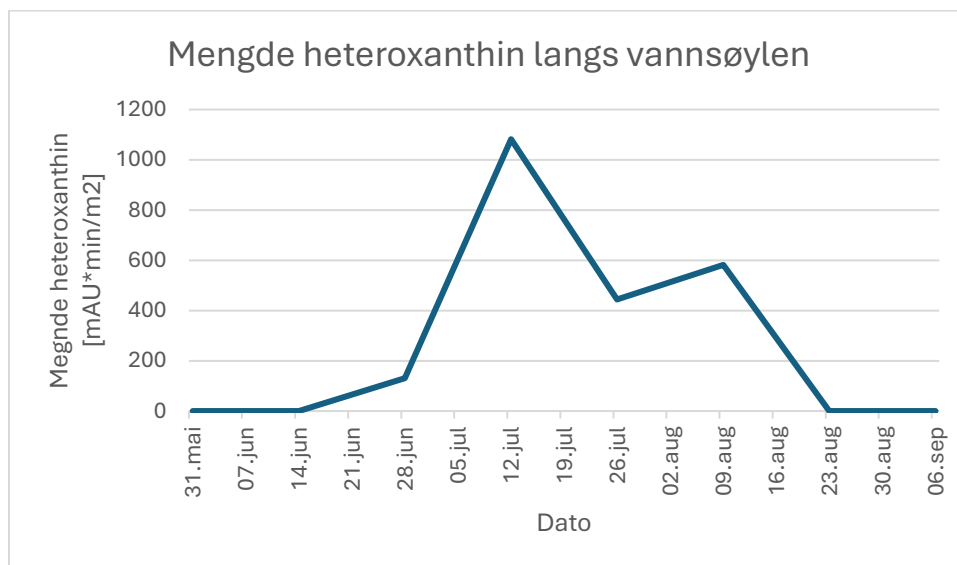
3.5.2 Heteroxanthin

Den største konsentrasjonen av Heteroxanthin var i det øverste dypet 0,75 m på 65 mAU*min/l (figur 26). Etter toppen gikk konsentrasjonen ned. Neste topp den 9. august var det ikke registrert noen Heteroxanthin i det øverste laget 0,75 m, men heller i de to dypene under ved 1,75 m og 2,75 m. Høyeste konsentrasjon var på 40 mAU*min/l.



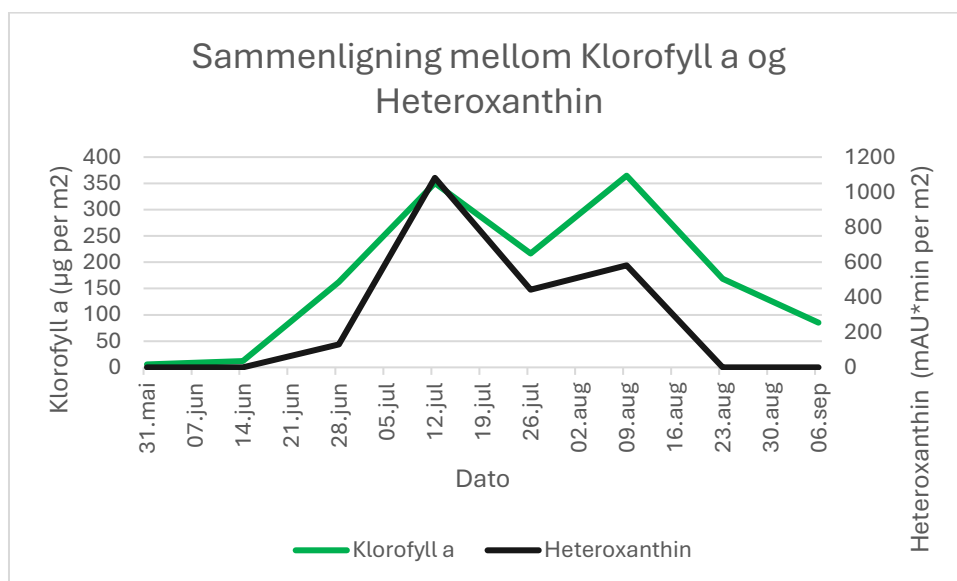
Figur 20. Konsentrasjonen av Heteroxanthin ved ulike dyp i perioden 31.mai til 6.september.

Først registrert den 21. juni og nådde topp mengde den 12. juli på 1081 mAU*min/m² (figur 27). En skarp nedgang frem til 26. juli og en liten økning igjen fremt til 9. august, senere var ikke pigmentet registrert i prøvene.



Figur 21. Mengde Heteroxanthin langs hele vannsøylen i perioden 31. august til 6. september.

Om vi sammenligner veksten av fytoplankton og Heteroxanthin kan vi se at de visuelt korrelerer med hverandre (figur 28).

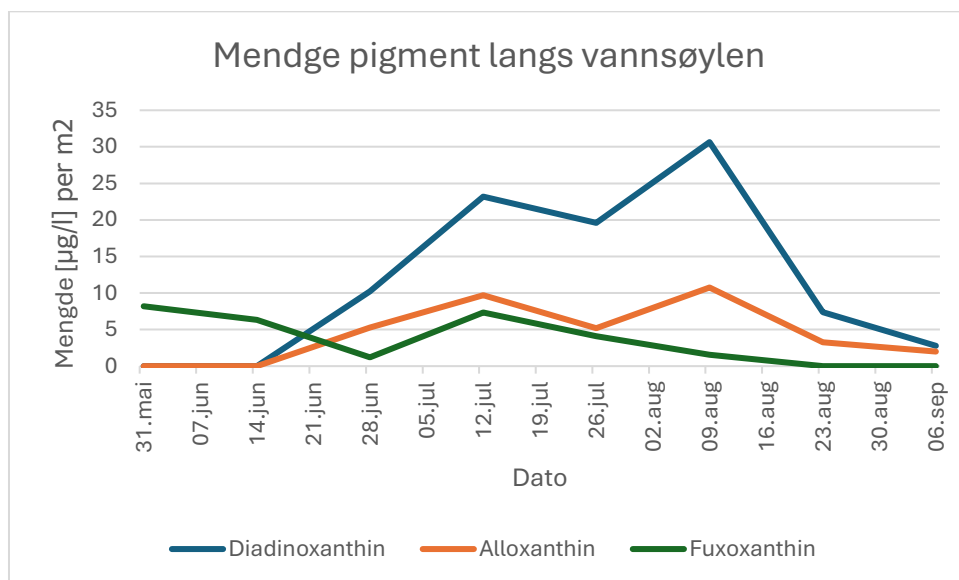


Figur 22. Grafen viser veksten mellom mengde klorofyll a og Heteroxanthin i forhold til hverandre i perioden mellom 31. mai til 6. september.

3.5.3 Andre pigmenter

Mengden av de andre pigmentene viser ulik fordeling. Alloxanthin og Fuxoxanthin hadde relativt fantes i relativt lav mengde gjennom hele perioden (figur 29). Diadinoxanthin derimot hadde høyere mengde og på det høyeste den 9. august på rundt $30 \mu\text{g}/\text{m}^2$. Samme periode hadde alloxanthin og fuxoxanthin henholdsvis 10 og $1 \mu\text{g}/\text{m}^2$. I motsetning til de andre

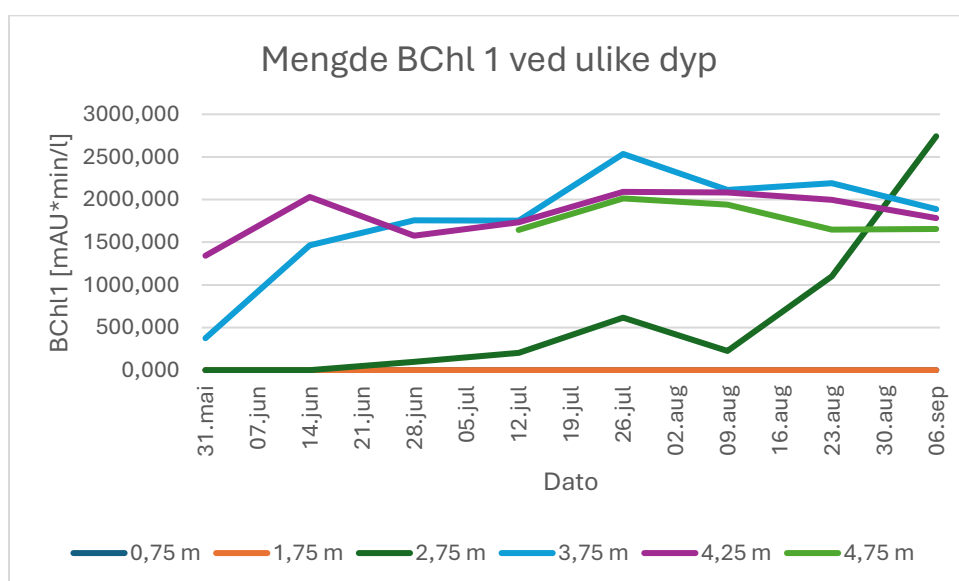
pigmentene var det allerede fra første innsamling 31. mai en viss mengde av Fuxoxanthin på $8,1 \mu\text{g}/\text{m}^2$.



Figur 23. Mengde av de ulike pigmentene diadinoxanthin, alloxanthin og fuxoxanthin gjennom hele vannsøylen.

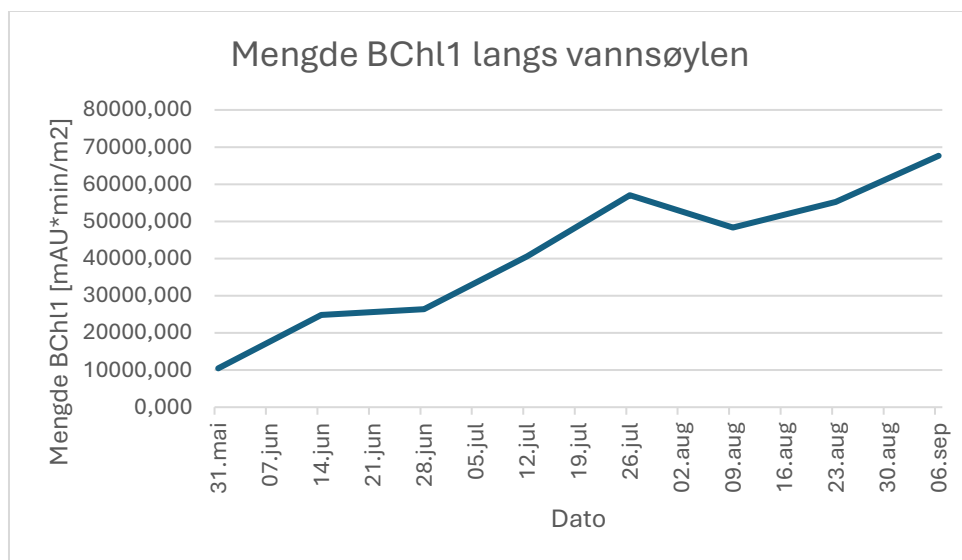
3.5.4 BChl1 (Bakterioklorofyll)

Konsentrasjonen ved ulike dyp viser oss at konsentrasjonen av BChl1 normalt befant seg på de tre nederste dypene 3,75, 4,25 og 4,75 (figur 30). Senere i perioden ble det også registrert BChl1 i dypet 2,75 og økte drastisk de siste tre prøvedagene og var den 6 september dypet med høyest konsentrasjon BChl1 på $2750 \text{ mAU} \cdot \text{min}/\text{l}$.



Figur 24. Konsentrasjonen av BChl1 ved ulike dyp.

Den gjennomsnittlige endringen i konsentrasjonen av BChl1 økte gradvis gjennom hele prøveperioden fra 10000 mAU*min/m² den 31. mai til rundt 70000 mAU*min/m² den 6. september (figur 31). Det var en liten nedgang mellom 26. juli og 9. august.



Figur 25. Mengde BChl1 gjennom hele vannsøylen.

3.6 Korrelasjon

Tabell 1 viser korrelasjonen mellom den gjennomsnittlige konsentrasjons endringen til heteroxanthin og andre parametere. Vi kan se at heteroxantin har en positiv korrelasjon med klorofyll, diadinoxanthin og alloxanthin. Korrelasjonen ble lagd ved hjelp av Spearman rho metoden.

Tabell 1. Korrelasjonsanalyse i forhold til Heteroxanthin

Parameter	rs-verdi	p-verdi	Sigifikant: $p < 0.05$
Klorofyll a	0,8498	0,007546	ja
Diadinoxanthin	0,91871	0,001263	ja
Alloxanthin	0,89319	0,002814	ja
Fuxoxanthin	0,24244	0,56299	nei
BChl1	0,11415	0,787912	nei
Klorid	0,64687	0,08299	nei
SO4-S (sulfat)	-0,02537	0,96251	nei
NH4-N (ammonium)	-0,03805	0,92872	nei
Tot N	-0,27904	0,50332	nei
Løst fosfor	0,33814	0,41266	nei
Tot P	0,38051	0,35242	nei
Farge	-0,02537	0,95246	nei
Fe	0,02537	0,952583	nei

4. Diskusjon

4.1 Værdata ved Solbergvannet

Sommeren 2023 hadde noen distinkte værperioder som har hatt påvirkninger på forholdene i innsjøen. Værmessig kan perioden deles i tre. I den første perioden, i starten av prosjektet, fra 31. mai til slutten av juni var temperaturene høye med avvik fra normalen på 3,3°C (figur 4) og nedbørsmengden svært lav i forhold til normalen med et avvik på 59,6 prosent for både mai og juni (figur 6).

Den andre perioden fra begynnelsen til slutten av juli hadde mer varierende vær med lave temperaturer i forhold til normaltemperatur med avvik på -1,1°C i gjennomsnitt (figur 4). Nedbørsmengden var jevnt fordelt med små byger med ulik frekvens, hvor dagen med mest nedbør var 25. juli med 20,3 mm (figur 5). Ellers var det lite avvik fra normalen med 7,3 % mer nedbør enn normalen (figur 6).

Siste og tredje periode, august til begynnelsen av september, var desidert den mest nedbørsrike av de tre ulike periodene, hvor det bare i august ble registrert 257,8 mm (figur 5). På det meste var nedbørsmengden på ca. 77 mm på en dag. Hvis vi ser på avvik for august 155,2 % over normalmengde nedbør (figur 6). Gjennomsnittlig temperatur var mer normalt i forhold til de to andre periodene med henholdsvis -0,6°C for august og litt høyere med 2°C i september (figur 4).

4.2 Variasjoner i farge og organisk materiale i Solbergvann

En av målsetningene med oppgaven er å forklare utviklingen fyttoplanktonsammensetningen i en innsjø med høyt innhold av løst organisk materiale og farge. Ulike faktorer kan ha hatt en virkning på hvorfor Solbergvannet her blitt mørkere over tid. En av disse kan være nedgangen i mengde sur nedbør på grunn av reduserte svovel- og kullutslipp fra tungindustri. Nedgangen kom som følge av internasjonalt samarbeid gjennom konvensjonen CLRTAP i 1979 og senere Gøteborgprotokollen i 2005 (Nestaas, 2020) Løselighet av organisk materiale er pH avhengig, og forsuring av jord kan bidra til tilbakeholdelse av org. mat. (Finstad et al., 2016; Glosli, 2019). Økningen i nedbørs mengde har også bidratt til økt vann farge og DOM. (Hongve et al., 2004).

Området rundt Solbergvannet er relativt lite påvirket av lokale menneskelige faktorer. Imidlertid har økningen av mengde CO₂ i atmosfæren endret klimaet til å bli mer varmt og nedbørsrikt. Dette vil til gjengjeld i nordlige strøk først og fremst fremme en såkalt grønning av skogene. Altså mer vegetasjon og mer produksjon av karbon. Denne økte produktiviteten gjør mer organisk materiale tilgjengelig (Finstad et al., 2016). Store endringer i mengde nedbør vil endre den hydrologiske flyten ved at jorden blir mettet på vann, som igjen gjør de øvre lagene mer tilgjengelig når det kommer til avrenning i vassdrag (Hongve et al., 2004). Elver, bekker og innsjøer blir mørkere som resultat av dette (Finstad et al., 2016).

Det er en klar sammenheng mellom farge og konsentrasjonen av DOC i vannet. Farge er kommer av oppløste humusstoffer i vann (CDOM). DOC utgjør ca. 50 % av DOM, og er en proksey for DOM (Hongve et al., 2004). De første 4 m langs vannsøylen hadde en høy fargeverdi gjennom sommer perioden (figur 10), og da spesielt siste periode august til september. Fargeverdier er angitt som mg Pt/l og var i perioder målt til en verdi på over 150 mg Pt/l; ved 1,75 meters dybde fra 9. august til 6. september (figur 10), høyeste registrert verdi var på 224,2 mg Pt/l. Nedbørsdata viser at farge toppene var i perioden med store nedbørfall eller i påfølgende periode. Noe som tyder på mye avrenning av OM fra nærliggende skog og mark.

Målingene ved 0,75 m viser til at det var lavere fargeverdier i starten av studiet, men etter regnperioden i juli og august (figur 7) gikk verdien opp og var på det høyeste 6 september med 166,5 mg Pt/l (figur 10). Ved 2,75 og 3,75 holdt fargeverdien seg stabilt ved 150 Pt/l (figur 10). I området mellom 4,25 m og 4,75 m var det lite til ingen endring hvor de høyeste fargeverdiene var på henholdsvis 76,5 og 76,9 Pt/l den 6. september (figur 10).

DOC målingene som er mål på oppløst organisk karbon viser samme tendens som fargeverdiene. Ved 0,75 og 1,75 m så man de største endringene, hvor det ble målt høy konsentrasjon av DOC fra 9. august til 6. september. Høyeste konsentrasjon var på 22,4 mg/l (figur 11). I dypene 2,75 m til 4,75 var konsentrasjonen på rundt 15 mg/l gjennom hele sommerperioden (figur 11).

Solbergvannet er en relativt liten innsjø og er ikke særlig dyp. Det er derfor uvanlig at det ble observert så sterk og tydelig sjikting i vannsøylen. En faktor som spiller stor rolle for sjikting, er farge og økningen av dette. Som følge av økt tilførsel av humusstoffer fører det til endret termisk sjikting. Mørkere substanser har en evne til å absorbere mer varme som medfører at de øvre lagene av innsjøen hvor de høyeste fargeverdiene og DOC konsentrasjon vil ha en

drastisk økning av temperatur i forhold til dypere ned i vannsøylen. Termisk stråling fra solen når ikke langt ned i vannsøylen og varmeoverførsel mellom vannmolekyler tar lang tid (Boehrer & Schultze, 2008).

Faktorene som er med på påvirke sjiktingen i Solbergvannet er temperaturen, solvarme og fargen til vannet. Om vi ser på hvor varmen stoppet i den første perioden av prosjektet, dannet det seg en sjikting mellom 2,7 m og 3,7 m og en forskjell på 6°C (figur 7), men denne sjiktingen gikk lenger ned etter de to neste periodene. I august var det tydelig at sjiktingen var på 3,7 meters dybde, hvor vannet hadde en gjennomsnittstemperatur på 5-6 °C. At sjiktingen var lenger opp i første periode kan forklares med at lufttemperaturen og mengde sollys var høy i mai og juni. Dette gjorde av vannet i de øverste dybdene opplevde høyere økning i temperatur i forhold til dypere nivåer. Det er også her humus kommer inn i bildet. Ettersom humuspartikler har en mørkere farge, vil dette være med på å påvirke hvordan sollys blir absorbert og temperaturen som følger med. Denne tidligere absorberingen fører til økt temperatur i epilimnion og derfor større temperatur sprang og tidligere sjikting (Karpowicz et al., 2023).

Været i juli var kaldere og mer stabilt, samtidig var det mer forstyrrelser med nedbør og vind noe som gjorde vannet mer blandet/rørt. Vannet som befant seg på 3,7 meter dybde ble derfor varmere og de øvre lagene kaldere (figur 7). Dette kan forklares med at varmt vann har en lavere tetthet enn kaldere vann. Det kalde vannet vil være mer stabilt, men vil gradvis varmes opp ovenfra og ned. Selv om vannet i epilimnion blir kaldere av vind og nedbør, vil temperaturen fortsatt være høyere og med lavere tetthet enn vannet lenger ned. (Boehrer & Schultze, 2008). August var en nedbørsrik periode og førte til videre temperatur nedgang i de to øvre lagene i Solbergvannet. De nedre lagene ble marginalt varmere (figur 7).

Sjiktingen av Solbergvannet fører også til at vannet i hypolimnion er anoksisk. Dette skyldes tetthetsforskjellene som følge av temperaturen i øvre og nedre del av vannet og danner en termoklin. Termoklinen som er skillet som stoppet oksygen fra å gå fra epilimnion til hypolimnion. Biologiske og kjemiske reaksjoner i nedre deler av vannet bruker oksygen, men dette brukes opp i det øyeblikket termoklinen er stabil og vannet i epilimnion øker i hurtigere rate enn hypolimnion.

I figur 8 ser vi at tetthetsforskjellene endret seg et sted mellom 1-2,5 meter. Dette ser vi ettersom oksygenmetningen gikk ned fra 80-90% til <0-40 %. Fra 3,5 meter og bunnlaget var

oksygenmetningen på 0 % i hele studieperioden, altså det var ingen tilførsel av oksygen siden sjiktingen startet i mai.

4.3 Tilgang på næringsstoffer i en DOM-rik lagdelt skogsjø

Som nevnt tidligere har flere studier vist at *G. semen* kan forta en vandring langs vannsøylen. Vandringen er med på å gi gunstigere vekst muligheter og muligens bedre forsvarsmekanisme for å unngå predatorene (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2015; Hagman et al., 2020; Rohrlack, Thomas, 2020; Trigal et al., 2013). Først og fremst tyder det på at denne vandringen er en viktig egenskap som gir tilgang på næringsstoffer i en periode hvor det er lave næringsstoffkonsentrasjoner i epilimnion, og om natten når sollys ikke er tilgjengelig.

I løpet av studieperioden var mengden NH_4^+ i epilimnion lav, hvor kun en periode hadde konsentrasjon høyere enn 50 $\mu\text{g/l}$ (figur 12). I hypolimnion var derimot konsentrasjonen høyere enn epilimnion store deler av perioden, med en nedgang ved slutten av vekstperioden. Dette kan tyde på at *G. semen* kan ha utnyttet sin fordelaktige evne til å vandre for å nå viktige næringsstoffer i dypere vannlag.

Mengden NH_4^+ økte mot slutten av studie noe som kan tyde på at veksten av alger var avtagende, og ifølge resultatet var ikke *G. semen* til stedene mot slutten av august (figur 26) og det var heller ikke store konsentrasjoner av andre alger (figur 29). Dette kan også forklare hvorfor mengden NH_4^+ økte betraktelig i hypolimnion i og med at *G. semen* ikke lenger var forbruker. I tillegg vil det ved anrikning av OM som følge av algedød og nedbrytning av dette utført av mikroorganismer ha stor påvirkning på NH_4^+ konsentrasjonen (Jørgensen, 2006). I dette tilfellet var stor algedød og deres forbruk, nedbrytningen av dem og annet OM, med på å økte mengden NH_4^+ i Solbergvannet.

I tillegg økte også mengden anoksiske bakterier i hypolimnion (figur 30 og 31), og hadde økning i hele studieperioden og var på det høyeste 6. september med 67659 $\text{mAU}\cdot\text{min}/\text{m}^2$ Bchl 1 langs hele vannsøylen, hvor det ved første måling ble registrert 10456 $\text{mAU}\cdot\text{min}/\text{m}^2$. Økningen av bakteriemengden kan forklare den økte nedbrytningen av OM, og videre årsaken til økt mengde NH_4^+ .

Mengden totalt nitrogen (figur 13) viste liten sammenheng med veksten av fotosyntetiserende alger. Totalt nitrogen viste en lignende tendens som NH_4^+ , en nedgang i hypolimnion i slutten av vekstperioden og en relativt stabil konsentrasjon i epilimnion, men i lavere konsentrasjon enn i hypolimnion.

Tilgangen på fosfor var begrenset gjennom studieperioden. Det var en relativt stabil mengde løst fosfor i Solbergvannet på rundt 0,6-0,7 µg/l (figur 16). Det samme gjelder for Total fosfor som hadde i gjennomsnitt 2-3 µg/l langs vannsøylen (figur 17). At fosfor mengden holder seg stabil lav kan forhindre store lave oppblomstringer.

4.4 Utvikling av *Gonyostomum semen* i Solbergvann - sommeren 2023

4.4.1 Veksten av *G. semen*

For å vurdere om *G. semen* har hatt en konkurransedyktig fordel og eventuell påvirkning på økosystemet i Solbergvannet, har vi fulgt utviklingen av algesammensetningen gjennom vekstsesongen. *G. semen* ble indentifisert ved å bruke pigmentet heteroxanthin som proksey for algen ettersom det er sjeldent funnet i andre alger og ikke samme mengde (Hagman, Rohrlack, et al., 2019). Ved bruk av pigmentanalyse ble det påvist heteroxanthin i Solbergvannet (figur 26) og ved å sammenligne med klorofyll *a* konsentrasjonen kan vi se en positiv korrelasjon mellom dem (tabell 1) som tilsvarer at *G. semen* mest sannsynlig var til stede og i tillegg fulgte økningen og nedgangen i klorofyll *a* i Solbergvann. Dette viser at *G. semen* definitivt hadde en påvirkning på mengde klorofyll, men også at den trolig utgjorde en god del av algemengden.

Innsamling av vannprøver ble gjort med to ukers mellomrom. Noe som kan ha et utslag på nøyaktigheten for forekomsten og veksten av *G. semen* i løpet av sesongen. Første forekomst av heteroxanthin ble registret var 28. juni, med to datoer med forhøyet forekomst den 21. juli og 9. august. Sist registret var den 23. august (figur 26). Klorofyll *a* hadde tilsvarende vekst, men noe tidligere registrering den 14. juni og mens det er to neste like topper 21. juli og 9. august. Det var fortsatt klorofyll *a* til stede ved proskjetets slutt den 6. september men i lavere konsentrasjon (figur 25). Ifølge figur 26 ser det ut som at *G. semen* normalt oppholdt seg i epilimnion ved starten av studiet, men ble senere registret 1 meter lenger ned i siste oppblomstring den 9. august, altså nærmere metalimnion og sjiktingen der.

Vi kan se at økningen av *G. semen* i slutten av juni samsvarte med temperatur økningen i samme periode (figur 27 og 3). Ved en stabil temperatur, ble også veksten til *G. semen* stabilisert eller økt, men ved store endringer i som nedgangen mot slutten av juli førte også til nedgang i *G. semen*, men når temperaturen stabilisere seg for resten av perioden (figur 5) økte mengden *G. semen* igjen. Men ved vekstsesongens slutt var ikke *G. semen* til stede.

4.4.2 Dominans i forhold til andre alger

Det at klorofyll konsentrasjonen var til stede før og etter registret heteroxanthin tyder på at det var andre alger til stede før, samtidig og etter *G. semen* vekst i Solbergvannet. I tillegg til pigmentet heteroxanthin var også diadinoxanthin, alloxanthin og fucoxantin registret, noe som tyder på andre algearter. I forhold til andre alger har *G. semen* fulgt i relativt samme takt, men var den klart dominerende arten ved første oppblomstring den 12. juli (figur 27 og 29). Ved oppblomstring den 9. august var ikke *G. semen* like framtrøden. Av de gjenværende pigmentene hadde diadinoxanthin høyest konsentrasjon, som tyder på gul-brune alger, men kan også tyde på *G. semen* som også har dette pigmentet (Sassenhagen et al., 2014). Dette betyr at *G. semen* likevel kunne vært den dominerende arten til og med 9. august, men klorofyll *a* konsentrasjonen for samme periode var høyere enn ved oppblomstringen 12. juli (figur 25). Dette tyder på at det ikke var *G. semen* som var den mest dominerende algen mot slutten av vekstperioden.

4.4.3 Betydning av sjikting, tilgang på næring og vandring

Lange perioder med sjikting ser ut til å være svært viktig for dominansen for *G. semen* grunnet dens evne til frie vandring gjennom vannsøylen (Rohrlack, Thomas, 2020). Denne fordel gjør at algen kan vandre den til bunnsjiktet ved mangel på nødvendige næringsstoffer som fosfor, jern, ammonium og eller nitrat.

Ettersom Solbergvannet holdt en svært stabil sjikting og dermed anoksiske forhold langs bunnen i hele sommerperioden kan det tyde på at utlekking av næringsstoffer til epilimnion ikke forkom ettersom sprangsjiktet fungerer som er barriere. Evnen *G. semen* har til å vandre ned til hypolimnion å utnytte isolerte ressurser har mye å si for dominansen og overlevelsen dens (Hagman et al., 2020; Rohrlack, Thomas, 2020).

Ved bruk av heteroxanthin som prokxy, viser det til ingen korrelasjon i forandringen av NH_4^+ , Tot N og fosfor konsentrasjoner (tabell 1). Dette betyr likevel ikke at mengden tilgjengelig næringsstoff ikke har hatt en påvirkning på veksten og forekomsten av algen.

G. semen fortar døgvandring, men ettersom vi tok målinger om dagen når algen ikke vandrer grunnet tilgang til sollys, vil vi ikke kunne fastslå at vandringen har gitt den en fordel, men i forhold til mengde klorofyll *a* og heteroxanthin kan tyde på at *G. semens* evne til fri vandring langs vannsøylen har gitt den en fordel, ved at *G. semen* tok opp næring i epilimnion om natten (Findlay et al., 2005; Rohrlack, Thomas, 2020). Vi kan se dette i figur 12, hvor endringen i NH_4^+ konsentrasjonen i hypolimnion gikk gradvis ned i løpet av vekstperioden av

G. semen. Om vi da også ser på utviklingen av NH_4^+ langs hele vannsøylen og ved hypolimnion (figur 12 og 13) gikk opp mot slutten når vekstperioden var over som tyder på at det var opptak av ressursen. En studie av Rohrlack, 2020, viser til at *G. semen* i Lundebyvannet har vadret ned til hypolimnion i løpet av kvelden og oppholdt seg der for å ta opp næringsstoffer som fosfor og NH_4^+ . Det er også forslått at algen potensielt dannet et lag over sedimentet i grunne innsjøer (Rohrlack, T., 2020).

En ting å bemerke seg er at evnen *G. semen* har til å vandre har sine begrensinger. Ved omrøring av vann som årsak av vind eller nedbør vil ikke algen kunne bruke evnen effektivt. Dette er fordi de eksterne kreftene overveier kraften til *G. semen*. Vandrings vil dermed være irrelevant med tanke på konkurranse mot andre alger (Hagman, 2020). Spesielt så vi at perioden med mye nedbør i august (figur 5) og nedgangen i vanntemperatur i juli og august (7) har hatt en negativ utvikling på veksten av *G. semen* (figur 27).

4.5 Lignende innsjøer og konsekvenser

Brunifisering av innsjøer ser ut til å gi *G. semen* en fordel i og med at den kan utnytte de endrede miljøbetingelsene i større grad enn andre alger. Dette kan sees i Solbergvannet i og med at vannet har en sterk brunfarge som følge av økt tilførsel av DOM. Dataen innsamlet i studiet viser til at temperatur, sjikting og DOM er med på å påvirke *G. semen* vekst og til en viss grad dens tendens til å dominere systemene de befinner seg i (Johansen, 2022; Trigal et al., 2013).

At *G. semen* trives i humusrike innsjøer kan gjøre en antatt lite produktiv innsjø, ha høy primærproduksjon som kan både ha positive og negative konsekvenser. Om vi ser på andre innsjøer som har lignende tendens i boreal sone, kan den som konsekvens ha mulighet til utbredelse av *G. semen*. Dette kan ha en rekke utfordringer. En av disse er økologiske problemer knyttet til økt dominans av *G. semen* som kan være utpressing av andre mindre utnyttingsdyktige arter. I verste fall kan det føre til lavere artsmangfold (Hagman et al., 2015).

En annen konsekvens mer samfunnsøkonomisk er endret bade- og drikkevann grunnet *G. semen* oppblomstringer og utskillelse av slimtråder ved mekanisk stimuli fra cyster. Dette skaper irritasjon på hud hos badegjester. Drikkevannskilder kan også bli påvirket ettersom slimtrådene kan tette rør som frakter vann (Hagman et al., 2015; Hongve et al., 1988).

5. Konklusjon

Det kan tyde på at veksten av *Gonyostomum semen* i Solbergvannet i stor grad styres av temperatur i og med at veksten først og fremst forgikk i de varmeste periodene. Det er ikke ifølge målingene sett en signifikant endring i næringsinnhold i epilimnion noe som tyder på at både fosfor og nitrogen var begrenset der. Det var tydelige endringer i hypolimnion når det kom til konsentrasjonene av NH_4^+ og Tot N, noe *G. semen* kan utnytte takket være til evnen den har til å døgnvandre. Dette kan bety at *G. semen* for det meste har en oppblomstring ved bruk av resirkulert næring gjort internt i Solbergvannet, og i perioder med dårlig lysforhold eller natt gått til hypolimnion for å ta til seg næring som andre fyttoplanktonarter ikke har muligheten til å utnytte. Dette skaper en skjev fordeling i artssammensetningen, hvor *G. semen* har en fordel ovenfor de andre. Dette er noe som kan forårsake konsekvenser ved ulike trofiske nivåer om arts mangfoldet av fyttoplankton minskes. Ved mindre stabilitet som i perioder med mye nedbør vil ikke *G. semen* trives like godt lenger og vi vil se en sterk nedgang i vekst.

Referanser

- Agilent. (u.u.). *An introduction to the Fundamentals of Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES)*. Tilgjengelig fra: <https://www.agilent.com/en/support/atomic-spectroscopy/inductively-coupled-plasma-optical-emission-spectroscopy-icp-oes/icp-oes-faq> (lest 13.05).
- Albrecht, E., Hannonen, O., Palacín-Lizarbe, C., Suni, J., Härkönen, L. H., Soininen, N., Kukkonen, J. & Vainikka, A. (2023). Browning of boreal lakes: Do public perceptions and governance align with the biological foundations? *Ecological Applications*, 33 (5): e2856. doi: <https://doi.org/10.1002/eap.2856>.
- Blanchet, C. C., Arzel, C., Davranche, A., Kahilainen, K. K., Secondi, J., Taipale, S., Lindberg, H., Loehr, J., Manninen-Johansen, S., Sundell, J., et al. (2022). Ecology and extent of freshwater browning - What we know and what should be studied next in the context of global change. *Science of The Total Environment*, 812: 152420. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152420>.
- Bohrer, B. & Schultze, M. (2008). Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46 (2). doi: <https://doi.org/10.1029/2006RG000210>.
- Buermann, W., Parida, B., Jung, M., MacDonald, G. M., Tucker, C. J. & Reichstein, M. (2014). Recent shift in Eurasian boreal forest greening response may be associated with warmer and drier summers. *Geophysical Research Letters*, 41 (6): 1995-2002. doi: <https://doi.org/10.1002/2014GL059450>.
- Calderini, M. L., Salmi, P., Rigaud, C., Peltomaa, E. & Taipale, S. J. (2022). Metabolic plasticity of mixotrophic algae is key for their persistence in browning environments. *Mol Ecol*, 31 (18): 4726-4738. doi: 10.1111/mec.16619.
- Cronberg, G., Lindmark, G. & Björk, S. (1988). Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Swedish forest lakes - an effect of acidification? *Hydrobiologia*, 161 (1): 217-236. doi: 10.1007/BF00044113.
- de Wit, H. A., Garmo, Ø. A., Jackson-Blake, L. A., Clayer, F., Vogt, R. D., Austnes, K., Kaste, Ø., Gundersen, C. B., Guerrerro, J. L. & Hindar, A. (2023). Changing Water Chemistry in One Thousand Norwegian Lakes During Three Decades of Cleaner Air and Climate Change. *Global Biogeochemical Cycles*, 37 (2): e2022GB007509. doi: <https://doi.org/10.1029/2022GB007509>.
- Esbrí Senar, Ó. (2018). *Causes and consequences of soil carbon mobilization and lake brownification in northern forested landscapes*: The University of Western Ontario.
- Findlay, D. L., Paterson, J. J., Hendzel, L. L. & Kling, H. J. (2005). Factors influencing *Gonyostomum semen* blooms in a small boreal reservoir lake. *Hydrobiologia*, 533 (1): 243-252. doi: 10.1007/s10750-004-2962-z.
- Finstad, A. G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., de Wit, H. A., Tømmervik, H. & Hessen, D. O. (2016). From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports*, 6 (1): 31944. doi: 10.1038/srep31944.
- Glosli, C. (2019). *Norske innsjøer i endring - mot mørkere tider?* forskning.no. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/fakulteter/fakultet-miljovitenskap-og-naturforvaltning/norske-innsjoer-i-endring-mot-morkere-tider> (lest 08.05).
- Hagman, C. H. C., Ballot, A., Hjermann, D. Ø., Skjelbred, B., Brettum, P. & Ptacnik, R. (2015). The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744 (1): 1-14. doi: 10.1007/s10750-014-2050-y.

- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T., Uhlig, S. & Hostyeva, V. (2019). Heteroxanthin as a pigment biomarker for *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *PLOS ONE*, 14 (12): e0226650. doi: 10.1371/journal.pone.0226650.
- Hagman, C. H. C. (2020). Phytoplankton in humic and colored Nordic lakes.
- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T. & Riise, G. (2020). The success of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in a boreal lake is due to environmental changes rather than a recent invasion. *Limnologia*, 84: 125818. doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125818>.
- Hessen, D. O., de Wit, H. & Vogt, R. D. (2021). Mindre forsuring, mer skog og brunere kystvann – er det noen sammenheng? *Naturen*, 145 (5): 236-240. doi: 10.18261/issn.1504-3118-2021-05-05.
- Hongve, D., Løvstad, Ø. & Bjørndalen, K. (1988). *Gonyostomum semen* — a new nuisance to bathers in Norwegian lakes. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 23 (1): 430-434. doi: 10.1080/03680770.1987.11897957.
- Hongve, D., Riise, G. & Kristiansen, J. F. (2004). Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water – a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences*, 66 (2): 231-238. doi: 10.1007/s00027-004-0708-7.
- Hongve, D. (2021). *Dystrof innsjø*. Tilgjengelig fra: https://snl.no/dystrof_innsj%C3%B8 (lest 15. mars).
- Johansen, M. V. (2022). *Styrende miljøfaktorer for oppblomstringer av Gonyostomum semen i en humøs og vegnær innsjø* nmbu.brage.unit.no: NMBU - Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
- Jørgensen, B. (2006). Bacteria and Marine Biogeochemistry. I, s. 169-206.
- Karpowicz, M., Grabowska, M., Ejsmont-Karabin, J. & Ochocka, A. (2023). Humic lakes with inefficient and efficient transfer of matter in planktonic food webs. *Scientific Reports*, 13 (1): 7913. doi: 10.1038/s41598-023-35039-1.
- Lebret, K., Langenheder, S., Colinas, N., Östman, Ö. & Lindström, E. S. (2018). Increased water colour affects freshwater plankton communities in a mesocosm study. *Aquatic Microbial Ecology*, 81 (1): 1-17.
- Metrologisk- institutt. (2024). *Østlandet siden 1900*. Tilgjengelig fra: <https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-siste-150-ar/regionale-kurver/ostlandet-siden-1900> (lest 13.05).
- Nestaas, I. B., Tore J.; Olerud, Kåre. (2020). *sur nedbør*. Store norske leksikon. snl.no.
- Norsk KlimaServiceSenter. (2024). *Observasjoner og værstatestikk*. Tilgjengelig fra: [https://seklima.met.no/days/sum\(precipitation_amount%20P1D\)/custom_period/SN18170/nb/2023-05-31T00:00:00+02:00;2023-09-06T23:59:59+02:00](https://seklima.met.no/days/sum(precipitation_amount%20P1D)/custom_period/SN18170/nb/2023-05-31T00:00:00+02:00;2023-09-06T23:59:59+02:00) (lest 17.03).
- Norsk KlimaServiceSenter b. (2024). *Observasjoner og værstatestikk* Tilgjengelig fra: [https://seklima.met.no/months/mean\(air_temperature_anomaly%20P1M%201991_2020\)/custom_period/SN18210/nb/2023-05-01T00:00:00+02:00;2023-09-30T23:59:59+02:00](https://seklima.met.no/months/mean(air_temperature_anomaly%20P1M%201991_2020)/custom_period/SN18210/nb/2023-05-01T00:00:00+02:00;2023-09-30T23:59:59+02:00) (lest 08.04).
- Norsk KlimaServiceSenter c. (2024). *Observasjoner og værstatestikk*. Tilgjengelig fra: [https://seklima.met.no/days/mean\(air_temperature%20P1D\),min\(air_temperature%20P1D\),max\(air_temperature%20P1D\)/custom_period/SN18210/nb/2023-05-31T00:00:00+02:00;2023-09-06T23:59:59+02:00](https://seklima.met.no/days/mean(air_temperature%20P1D),min(air_temperature%20P1D),max(air_temperature%20P1D)/custom_period/SN18210/nb/2023-05-31T00:00:00+02:00;2023-09-06T23:59:59+02:00) (lest 08.04).
- NVE. (2024). *Nevina, Nedbørsfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*. Tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no/> (lest 08.04).
- Read, J. S. & Rose, K. C. (2013). Physical responses of small temperate lakes to variation in dissolved organic carbon concentrations. *Limnology and Oceanography*, 58 (3): 921-931. doi: <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.3.0921>.

- Rohrlack, T. (2020). The diel vertical migration of the nuisance alga *Gonyostomum semen* is controlled by temperature and by a circadian clock. *Limnologia*, 80: 125746. doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125746>.
- Rohrlack, T. (2020). Hypolimnetic assimilation of ammonium by the nuisance alga *Gonyostomum semen*. *AIMS Microbiol*, 6 (2): 92-105. doi: 10.3934/microbiol.2020006.
- Sassenhagen, I., Rengefors, K., Richardson, T. L. & Pinckney, J. L. (2014). Pigment composition and photoacclimation as keys to the ecological success of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae, Stramenopiles). *J Phycol*, 50 (6): 1146-54. doi: 10.1111/jpy.12246.
- Sobek, S., Söderbäck, B., Karlsson, S., Andersson, E. & Brunberg, A. K. (2006). A Carbon Budget of a Small Humic Lake: An Example of the Importance of Lakes for Organic Matter Cycling in Boreal Catchments. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 35 (8): 469-475, 7.
- Trigal, C., Hallstam, S., Johansson, K. S. L. & Johnson, R. K. (2013). Factors affecting occurrence and bloom formation of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen* in boreal lakes. *Harmful Algae*, 27: 60-67. doi: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.04.008>.
- UiO. (2011). *Humus*. Tilgjengelig fra: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/h/humus.html> (lest 01.05).

VEDLEGG

Vedlegg 1: Næringsstoffer

Dato	dybde	pH	klorid (mg/l)	Sulfat (mg/l)	NH4-N (µg/l)	DOM (mg/l)	TN (µg/l)
31.mai	0,75	6,77	2,4423	2,0775	31,9	13,2	370
31.mai	1,75	5,86	2,4628	2,108	22,6	13,64	573
31.mai	2,75	5,45	2,7203	2,2966	78,4	14,93	509
31.mai	3,75	5,64	2,9725	2,396	158,1	15,21	572
31.mai	4,25	5,81	3,0343	2,2377	287,0	14,9	768
14.jul	0,75	5,83	2,6153	1,937	41,2	13,4	379
14.jul	1,75	5,48	2,5968	2,0506	33,2	13,81	407
14.jul	2,75	5,14	2,7907	2,3096	73,1	14,97	472
14.jul	3,75	5,49	3,0421	2,3899	184,7	15,04	637
14.jul	4,25	5,67	3,0987	2,2267	299,0	14,84	781
28.jul	0,75	5,76	2,5798	1,5785	27,9	13,39	422
28.jul	1,75	5,44	2,534	1,8235	14,6	13,4	387
28.jul	2,75	4,98	2,9007	2,3228	23,9	15,01	359
28.jul	3,75	5,4	2,9504	2,3489	142,2	14,95	606
28.jul	4,25	5,48	3,053	2,0851	299,0	14,54	805
12.aug	0,75	6,04	2,5144	1,1947	35,9	13,25	457
12.aug	1,75	5,9	2,5754	1,2654	22,6	13,13	401
12.aug	2,75	5,18	2,7578	2,2545	22,6	14,65	400
12.aug	3,75	5,45	2,9401	2,3685	42,5	14,64	486
12.aug	4,25	5,72	3,0023	1,8854	241,8	14,27	748
12.aug	4,75	5,71	3,0328	1,8329	285,7	14,45	774
26.jul	0,75	5,8	2,7199	1,1167	34,5	13,23	416
26.jul	1,75	5,5	2,6104	1,1992	25,2	12,83	427
26.jul	2,75	4,9	2,8604	2,283	18,6	14,57	348
26.jul	3,75	5,3	3,2041	2,3405	22,6	14,66	443
26.jul	4,25	5,5	3,1207	1,6467	158,1	14,58	660
26.jul	4,75	5,5	3,124	1,5434	207,3	14,32	700
09.aug	0,75	5,66	2,3966	1,0815	27,9	14,01	374
09.aug	1,75	4,85	2,4918	1,3626	34,5	19,17	540
09.aug	2,75	4,95	2,7762	2,1823	23,9	14,32	438
09.aug	3,75	5,33	3,1371	2,4274	15,9	14,65	424
09.aug	4,25	5,55	3,1506	1,8438	38,5	14,82	513
09.aug	4,75	5,66	3,1321	1,4008	102,3	14,37	604
23.aug	0,75	5,165	2,369	1,1302	21,3	17,72	453
23.aug	1,75	4,946	2,3454	1,3321	18,6	18,75	453
23.aug	2,75	5,08	2,7273	2,1894	13,3	14,75	398
23.aug	3,75	5,372	3,0091	2,386	13,3	14,61	432
23.aug	4,25	5,56	3,0411	1,6916	37,2	14,3	485
23.aug	4,75	5,661	3,1872	1,2542	106,3	15,01	581
06.sep	0,75	4,625	2,0598	1,3964	34,5	22,2	431

06.sep	1,75	4,63	2,0938	1,4716	62,5	22,42	488
06.sep	2,75	5,04	2,7612	2,365	21,3	15,01	394
06.sep	3,75	5,46	3,1077	2,0063	31,9	14,78	443
06.sep	4,25	5,633	3,1696	1,0835	109,0	15,31	595
06.sep	4,75	5,651	3,1373	0,8346	183,4	15,38	716

Dato	dybde	Heteroxanthin [mAU*min/l]	Fucoxanthin [µg/l]	Diadinoxanthin [µg/l]	Alloxanthin [µg/l]	Chl a [µg/l]	BChl1 [mAU*min/l]
31.mai	0,75	0,000	0,325	0,000	0,000	0,419	0,000
31.mai	1,75	0,000	0,425	0,000	0,000	0,247	0,000
31.mai	2,75	0,000	0,150	0,000	0,000	0,000	0,000
31.mai	3,75	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	374,625
31.mai	4,25	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1341,975
14.jul	0,75	0,000	0,384	0,000	0,000	0,185	0,000
14.jul	1,75	0,000	0,262	0,000	0,000	0,285	0,000
14.jul	2,75	0,000	0,081	0,000	0,000	0,430	0,000
14.jul	3,75	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1464,150
14.jul	4,25	0,000	0,000	0,000	0,000	0,722	2031,300
28.jul	0,75	17,475	0,160	0,864	0,393	6,829	0,000
28.jul	1,75	0,000	0,000	0,373	0,232	2,575	0,000
28.jul	2,75	0,000	0,000	0,000	0,000	5,144	98,850
28.jul	3,75	0,000	0,000	0,000	0,000	2,395	1754,925
28.jul	4,25	0,000	0,000	0,000	0,000	1,989	1576,350
12.aug	0,75	64,725	0,444	1,788	0,684	20,100	0,000
12.aug	1,75	59,625	0,401	0,979	0,459	8,670	0,000
12.aug	2,75	0,000	0,000	0,000	0,000	3,045	201,525
12.aug	3,75	0,000	0,000	0,000	0,000	3,785	1745,025
12.aug	4,25	0,000	0,000	0,000	0,000	3,456	1735,575
12.aug	4,75	0,000	0,000	0,000	0,000	3,671	1644,075
26.jul	0,75	34,725	0,445	0,901	0,248	5,928	0,000
26.jul	1,75	18,300	0,074	1,285	0,331	5,371	0,000
26.jul	2,75	0,000	0,000	0,000	0,000	2,431	616,875
26.jul	3,75	0,000	0,000	0,000	0,000	4,160	2534,850
26.jul	4,25	0,000	0,000	0,000	0,000	3,958	2090,475
26.jul	4,75	0,000	0,000	0,000	0,000	4,377	2013,375
09.aug	0,75	0,000	0,128	0,379	0,126	3,873	0,000
09.aug	1,75	39,975	0,191	1,715	0,716	16,047	0,000
09.aug	2,75	18,225	0,059	1,065	0,265	7,179	224,400
09.aug	3,75	0,000	0,000	0,000	0,000	3,756	2112,075
09.aug	4,25	0,000	0,000	0,000	0,000	5,356	2083,050
09.aug	4,75	0,000	0,000	0,000	0,000	5,203	1940,400
23.aug	0,75	0,000	0,000	0,473	0,166	2,062	0,000
23.aug	1,75	0,000	0,000	0,381	0,202	2,124	0,000
23.aug	2,75	0,000	0,000	0,000	0,000	2,465	1101,525
23.aug	3,75	0,000	0,000	0,000	0,000	3,146	2190,975
23.aug	4,25	0,000	0,000	0,000	0,000	5,182	1995,375
23.aug	4,75	0,000	0,000	0,000	0,000	6,669	1649,400
06.sep	0,75	0,000	0,000	0,000	0,000	0,637	0,000
06.sep	1,75	0,000	0,000	0,276	0,197	1,611	0,000
06.sep	2,75	0,000	0,000	0,000	0,000	1,645	2742,525
06.sep	3,75	0,000	0,000	0,000	0,000	2,244	1889,175
06.sep	4,25	0,000	0,000	0,000	0,000	1,746	1783,800
06.sep	4,75	0,000	0,000	0,000	0,000	2,208	1656,450



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway