



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Omsetning av løst organisk materiale (DOM) for vekst av problemalgen *Gonyostomum semen*

Turnover of dissolved organic material (DOM) for growth of the nuisance algae *Gonyostomum semen*

Ina Catharina Storrønning

Miljø og naturressurser

Forord

Denne masteroppgaven ble skrevet som en del av min mastergrad i Miljø og naturressurser ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Det har vært en interessant prosess hvor jeg har fått et innblikk i hvordan et forskningsprosjekt blir gjennomført. Jeg vil gjerne takke mine to veiledere, Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack for veiledning gjennom prosessen. I tillegg vil jeg takke Pia Frostad for hjelp med feltarbeid, laboratoriearbeid og til å stille seg til disposisjon av spørsmål til metoden. Takk til familien og Hauk for gjennomlesing av oppgaven. Ikke minst, Mathias. Takk for godt samarbeid og gode diskusjoner.

Sammendrag

Oppblomstring av alger i ferskvannsinnsjøer er et alvorlig problem siden rekreasjonsverdien og bruken av innsjøen blir ødelagt. De siste tiårene har problemalgen *Gonyostomum semen* hatt fremvekst i spesielt Skandinaviske innsjøer. Algen produserer slimtråder som kan gi allergiske reaksjoner etter bading og tette rørsystemer til renseanlegg. De siste studiene på algen har funnet sammenheng med løst organisk materiale (DOM) og biomasseveksten til *Gonyostomum*. Samtidig har flere innsjøer i Skandinavia blitt mer humøse som følge av klimaendringer. Dersom DOM fungerer som næringskilde for *Gonyostomum* kan flere innsjøer i fremtiden bli dominert av algen.

Studien er en feltstudie der innsamling av vannprøver har skjedd mellom april og september. Innsjøen som har blitt studert heter Brønnerødtjernet og ligger i Våler kommune, Viken. Brønnerødtjernet er en dystrof innsjø hvor *Gonyostomum* ble funnet allerede på 1980-tallet.

Gonyostomum ble påvist i Brønnerødtjernet den 24. juni og vedvarte ut sesongen. Verken DON og DOP hadde noe signifikant sammenheng med biomasseveksten til *Gonyostomum*. Samme periode som *Gonyostomum* hadde oppblomstring i Brønnerødtjernet var det ikke observert noe nitrat og kun små mengder med ammonium. Det kan se ut til at nitrogen har en større betydning for *Gonyostomum* sin biomassevekst enn først antatt. Andre parametere som også hadde en signifikant sammenheng med *Gonyostomum* var sulfat og partikulært fosfor. Temperatur viste også en vekstsammenheng med *Gonyostomum*.

Denne studien avkrefter at *Gonyostomum* kan omsette næringsstoffer fra DOM. Likevel har algen preferanse for innsjøer med høyt innhold av DOM.

Summary

Massive algae blooms in fresh water systems is a challenging problem for water management since the recreation value of the lake decreases. In the last decades the nuisance algae *Gonyostomum semen* has increased in Scandinavian lakes. The algae produces slime threads that can give allergic reactions after bathing in lakes where *Gonyostomum* is present. Additionally the slime threads can clog filters of drinking water plants. The last studies on the algae has found a significant correlation between dissolved organic matter (DOM) and the biomass growth of *Gonyostomum* and at the same time several lakes in Scandinavia have become more humic as a result of climate change. DOM might work as a nutrient source for *Gonyostomum* which can explain the increase in biomass growth to new lakes in Scandinavia.

This study is a field study where the water sampling has been done between April and September in 2019. The lake that was chosen for this field study was lake Brønnerødtjernet who is located in the municipality of Våler, Viken (Norway). Lake Brønnerødtjernet is a dystrophic lake where *Gonyostomum* has been living since the 1980s.

Gonyostomum was discovered in samples from Brønnerødtjernet 24th of June and persisted out the season. Neither dissolved organic nitrogen (DON) nor dissolved organic phosphorus (DOP) had a significant correlation with the biomass growth of *Gonyostomum*. In the same period as *Gonyostomum* was found in Brønnerødtjernet, the concentration of nitrate and ammonium was below the detection limit. Nitrogen might play a key role in the biomass growth of *Gonyostomum* than earlier presumed. Of the other parameters, Sulphur, particular phosphorus and temperature also had a significant correlation with the biomass growth of *Gonyostomum* in the same period.

This study disproves that the algae *Gonyostomum* can extract nutrients from DOM. Still, the algae has a preference for lakes with high content of DOM.

Akronymer

- OM - Organisk materiale
- DOM - Løst organisk materiale
- POM - Partikulært organisk materiale
- DOC - Løst organisk karbon
- TN - Total nitrogen
- PN - Partikulært nitrogen
- DON – løst organisk nitrogen
- DN - Løst nitrogen: ammonium, nitrat og DON
- DIN - Løst uorganisk nitrogen: ammonium og nitrat
- TP - Total fosfor
- DOP – løst organisk fosfor

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	1
1.1	Bakgrunnsteori om <i>Gonyostomum</i>	1
1.2	<i>Gonyostomum</i> og løst organisk materiale (DOM).....	3
1.2.1	Næringsstoffer som er bundet til DOM	4
1.3	Begrunnelse for denne studien	5
2	Metode.....	7
2.1	Studieområde	7
2.2	Innsamling av data	8
2.3	Kjemisk analyse.....	9
2.4	Statistisk analyse	12
3	Resultater	13
3.1	Sesongen 2019 i Brønnerødtjernet	13
3.2	Konsentrasjon av fytoplankton	16
3.3	DOC og fargetall	18
3.4	Næringsstoffer	19
3.5	Sulfat.....	22
3.6	Regresjons- og korrelasjonsanalyse	22
3.7	<i>Gonyostomum</i> og utvalgte parametere	23
4	Diskusjon.....	25
4.1	Næringsstoffer	25
4.2	<i>Gonyostomum</i> og karbon	29
4.3	Sulfat.....	30
4.4	Temperatur og lys	30
4.5	Vannforvaltning.....	31
4.6	Usikkerhet ved denne studien.....	33
5	Konklusjon.....	34
6	Referanser	35
	Vedlegg.....	40

1 Introduksjon

Riktig forvaltning av vannforekomster har et stort fokus i dagens samfunn. Opprettelsen av Vanndirektivet i 2000 satte overordnede rammer for en mer helhetlig forvaltning av ferskvannsystemer og er et av EUs viktigste, mest omfattende og ambisiøse miljødirektiver (Vanndirektivet, 2000). Vanndirektivet har som generelt mål at alle vannforekomster skal nå eller opprettholde en «god tilstand» innen 2021 (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

Forurensning av vannforekomster fra menneskelig aktivitet som kloakkutslipp, landbruk og industri gjør det utfordrende å nå målet. En av konsekvensene som følge av forurensning er algeoppblomstring i innsjøer.

En alge som skaper utfordring og hodebry for vannforvaltningen i Norge er nåleflagellaten *Gonyostomum semen* (Ehrenberg) Diesing, videre benevnt som *Gonyostomum* (Cronberg et al., 1988). *Gonyostomum* produserer slimtråder som kan gi allergisk reaksjon og kløe etter bading (Hongve et al., 1988; Lebreton et al., 2012). I tillegg kan dannelse av slimet forringe drikkevannskilder og tette rørsystemer til renseanlegg (Rengefors et al., 2012). Algen har også evnen til å ta fullstendig over fytoplanktonsamfunnet i innsjøen (Trigal et al., 2013), (Rengefors et al., 2008), (Salonen & Rosenberg, 2000). Rengefors et al. (2012) fant at *Gonyostomum* utgjorde så mye som 95% av det totale fytoplanktonets biovolum i innsjøene som ble undersøkt. På grunn av konsekvensene som *Gonyostomum* medfører blir algen ansett som en «problemalge» av både norsk og svensk vannforvaltning (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Rengefors et al., 2012).

1.1 Bakgrunnsteori om *Gonyostomum*

Siden 1970-tallet har *Gonyostomum* hatt fremvekst i spesielt de nordlige landene i Europa. Noen innsjøer er lite påvirket av menneskelig aktivitet og blir ansett for å være i referansetilstand (Rengefors et al., 2012). Algeoppblomstring i innsjøer som er lite påvirket av menneskelig aktivitet er uvanlig. På grunn av *Gonyostomum* sin fremvekst og negative konsekvenser for innsjøer har det vært mye fokus på kartlegging av algens vekstfaktorer (Cronberg et al., 1988; Eloranta & Räsänen, 1995; Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2014; Rengefors et al., 2012; Rohrlack, 2020a; Salonen & Rosenberg, 2000). Generelt trives *Gonyostomum* i humøse innsjøer med lite lys (Rengefors et al., 2008). Temperatur har vist seg å være en viktig driver, da *Gonyostomum* har oppblomstring sent i vekstsesongen, ofte mellom

juli – september (Hagman et al., 2019; Rengefors et al., 2012). I følge Rengefors et al. (2012) ble *Gonyostomum* funnet mellom 6°C – 19°C som gir et triveselsområde som strekker seg til 13°C i vanntemperatur.

Gonyostomum kan utføre «diel vertical migration» (DVM) som blir ansett for å være algens største konkurransefordel (Eloranta & Räsänen, 1995; Salonen & Rosenberg, 2000). DVM gir algen flere fordeler, som å unngå beiting fra zooplankton (Salonen & Rosenberg, 2000), utnytte lysforholdene i vannet (Eloranta & Räsänen, 1995) samt en konkurransefordel når det er sterk termisk stratifisering (Rengefors et al., 2012). Når epilimnion blir uttømt for næringsstoffer under termisk stratifisering kan *Gonyostomum* vandre ned til sedimentene for å hente næringsstoffer (Salonen & Rosenberg, 2000). Dette gjelder spesielt fosfor som lekker ut av sedimentene under anoksiske forhold (Rohrlick & Haaland, 2019; Salonen & Rosenberg, 2000).

Videre kartlegging av vekstfaktorer har imidlertid vist seg å være utfordrende siden *Gonyostomum* også er funnet i et bredt spekter av miljøforhold med tanke på pH, næringsstoffer (nitrogen og fosfor) og vannfarge. Dette har skapt usikkerhet til både vekstfaktorene til *Gonyostomum* og hvorfor den sprer seg til nye innsjøer (Eloranta & Räsänen, 1995; Hongve et al., 1988).

Studier av næringsstoffer korrelert med biomasseveksten av *Gonyostomum* har vist store variasjoner. Enkelte studier har funnet en signifikant korrelasjon mens andre ikke (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2014; Hehmann et al., 2001; Hongve et al., 1988; Lebret et al., 2018; Pęczuła et al., 2018; Rohrlick & Haaland, 2019; Salonen & Rosenberg, 2000). Hvor Karosienė et al. (2016), i likhet med Findlay et al. (2005) fant en klar sammenheng mellom fosfor og biomasseveksten av *Gonyostomum*, fant ikke Lebret et al. (2012) like klar sammenheng. Nitrogen ble utelukket allerede på 80-tallet (Hongve & Bjørndalen, 1988; Rengefors et al., 2012), men nyere studier viser derimot at nitrogen kanskje har en større betydning for *Gonyostomum* sin biomassevekst enn først antatt. Både Rohrlick (2020b) og Pęczuła et al. (2018) fant en sammenheng mellom ammonium og biomassevekst til *Gonyostomum*.

1.2 *Gonyostomum* og løst organisk materiale (DOM)

Nyere studier av *Gonyostomum* viser sammenheng mellom vekst av algen og løst organisk karbon (DOC) (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2014; Hagman et al., 2019; Rengefors et al., 2008; Rengefors et al., 2012). I Norge finnes ofte *Gonyostomum* i innsjøer med et DOC-innhold fra 5 til 21 mg/l, noe som sier at algen har en preferanse for dette intervallet (Hagman et al., 2019). DOC blir brukt som proxy for løst organisk materiale (DOM) (Hagman et al., 2019).

DOM påvirker kjemiske, fysiske og biologiske prosesser i akvatiske systemer, og gir innsjøene egne karaktertrekk med egne klassifiseringer (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Mostofa et al., 2013). Kort fortalt påvirker DOM innsjøens egenskaper ved å heve vanntemperaturen og minske den eufotiske sonen (Jones, 1998). Den eufotiske sonen i innsjøen blir mindre fordi partiklene forhindrer at lys trenger gjennom vannsøylen. Til forskjell øker vanntemperaturen fordi DOM absorberer UV-stråling. Hvilket betyr at innsjøer med mye DOM vil raskere varmes opp, og gi en tidligere termisk stratifisering på sommeren enn innsjøer med mindre DOM (Rohrlick & Haaland, 2019). Hvordan DOM påvirker de fysiske og kjemiske prosessene i innsjøer påvirker også de mikrobiologiske prosessene (Mostofa et al., 2013).

En direkte påvirkning DOM har på biologiske prosesser er sammensetningen av fytoplanktonsamfunnet i dystrofe innsjøer (Deininger et al., 2017). Ved lave konsentrasjoner av DOM består fytoplanktonsamfunnet av autotrofe ikke-mobile fytoplankton, men når konsentrasjonen av DOM øker, skjer det et skifte hvor fytoplanktonsamfunnet går over til et mer flagellat-dominert samfunn (Deininger et al., 2017; Drakare et al., 2003; Klug, 2005). Deininger et al. (2017) viste hvor komplekst DOM kan påvirke innsjøer. I deres studie førte uorganisk nitrogen til en økning i fytoplanktonproduksjonen, men effekten av nitrogentilførselen var sterkest i innsjøer med lav konsentrasjon av DOM (~7mg/l) og avtok med økende konsentrasjon (~11mg/l – 20mg/l). Studien konkluderte med at innsjøer med lav konsentrasjon av DOM er nitrogenbegrenset, mens innsjøer med medium til høy konsentrasjon av DOM er lysbegrenset. Studien samsvarer med tidligere studier med liknende resultater (Bergström et al., 2003; Jansson et al., 2001). For mer litteratur på hvilke prosesser DOM påvirker i innsjøen se Mostofa et al. (2013).

1.2.1 Næringsstoffer som er bundet til DOM

DOM utgjør en viktig mekanisme for mobilisering av næringsstoffer i akvatiske systemer (Wright & Reddy, 2009). Næringsstoffer som er bundet til DOM kan bli biotilgjengelig for alger og dermed stimulere til fytoplanktonproduksjon (Carlsson et al., 1993; Klug, 2005). Det er gjort funn på at biomasseveksten til *Gonyostomum* blir stimulert ved tilsetning av humus (Hagman et al., 2019; Rengefors et al., 2008). Humus er den største bestanddel av DOM (vanLoon & Duffy, 2011b).

DOM er løse komponenter ($< 0.45\mu\text{m}$) som består av døde mikrober, plante- og dyrerester i ulike stadier av nedbrytningsprosessen (Wetzel, 2001f). DOM er en heterogen komponent bestående blant annet av DOC, løst organisk nitrogen (DON) og løst organisk fosfor (DOP) (Klug, 2005). DON inneholder blant annet den organiske komponenten urea (CON_2H_2) og aminosyren (DFAA) som har vist seg å være vekstfremmende for fytoplankton (Bogard et al., 2012; Moschonas et al., 2017; Wetzel, 2001d). Biotilgjengeligheten til DON, DOP og DOC er vanskelig å generalisere til å gjelde for alle innsjøer. En av grunnene er at den kjemiske sammensetningen og strukturen til DOM er kompleks (Perdue, 1998), som skyldes at store deler av DOM i elver og ferskvannsinnsjøer har alloktont opprinnelse (Wetzel, 2001f). Dermed vil nedbørsfeltet ha stor betydning for bestanddelene i DOM og innholdet av nitrogen og fosfor vil variere (Wiegner et al., 2006). For eksempel er det gjort funn på at 70% av DON er biotilgjengelig (Moschonas et al., 2017; Wetzel, 2001a). Bronk og Sipler (2002) observerte i sin studie at 30% av DON var biotilgjengelig, mens Lønborg et al. (2009) observerte at 52% av DON var biotilgjengelig. Hopkins et al. (2002) (referert i Lønborg et al. (2009)) observerte at 80% av DOP var biotilgjengelig, mens 30% av DOC var biotilgjengelig. Løvberg et al. (2009) observerte lignende biotilgjengelighet av DOC og DOP i sine studier som i Hopkins et al. (2002) (referert i Lønborg et al. (2009)).

I tillegg er det kun en liten andel av DOM ($< 5\%$) som er lett-nedbrytbar for mikroorganismer som sopp og bakterie (Wetzel, 2001e). Den lett-nedbrytbare delen av DOM består av karbohydrater og aminosyrer som blir raskt assimilert og har lav omsetningstid i innsjøen. Den tungt-nedbrytbare delen av DOM består av komplekse komponenter som krever mye energi for mikroorganismer å bryte ned og vil ikke ha like høy omsetningstid i innsjøen. Likevel kan den tungt-nedbrytbare delen av DOM bli mer tilgjengelig gjennom fotolyse (Jansson, 1998; Seekell et al., 2015). Fotolyse kan øke biotilgjengeligheten til nitrogen ved at DON blir mineralisert av UV-lys og ammonium (NH_4^+) blir frigitt (Vähätalo et al., 2003).

Vanligvis er fosfor den begrensende vekstfaktoren for alger i innsjøer (Wetzel, 2001b). Dette skyldes fosfor sin rolle som makronæringsstoff i den biologiske metabolismen samt den lille mengden av fosfor som er tilgjengelig for opptak. I skogssjøer, spesielt de med høyt innhold av DOM, har nitrogen vist seg å være den begrensende vekstfaktoren for alger (Deininger et al., 2017; Jansson, 1998; Wetzel, 2001a). Til forskjell fra nitrogen er fosfor ofte assosiert med humuskolloider i innsjøer med mye DOM (Jansson, 1998). Det meste av fosforet er bundet til jern-fosfor-humus-komplekser. Noe av det løse fosfatet kan bli innkapslet av jern (Fe) og aluminium (Al) og bli utilgjengelig for opptak (Wetzel, 2001b). Studier har vist at fotolyse kan øke tilgjengeligheten av fosfat ved at UV-stråling bryter jern-fosfor-humus-kompleksene (Vähätalo et al., 2003). Samtidig er det mye usikkerhet rundt biotilgjengeligheten av fosfor som er bundet til DOM (Jansson, 1998). Hvor mye DON eller DOP som er biotilgjengelig for *Gonyostomum* i humøse innsjøer virker å være lite studert.

1.3 Begrunnelse for denne studien

I økosystemet blir DON og DOP biotilgjengelig for alger gjennom prosessen mineralisering. Nedbrytning av DOM omdanner DON og DOP til uorganisk nitrogen (NO_3^- og NH_4^+) og uorganisk fosfor (PO_4^{3-}) (Jansson, 1998; Mostofa et al., 2013). I studien til Hagman et al. (2019) diskuteres det om *Gonyostomum* kan utnytte DOM for tilgang til næringsstoffer. Hvis *Gonyostomum* kan utnytte DON og DOP til biomasseproduksjon vil algen ha et tilnærmet utømmelig lager, spesielt hvis den er nitrogenbegrenset. I akvatiske systemer utgjør DON den største andelen av nitrogen (Bronk et al., 2007).

Tidligere studier som har funnet sammenheng mellom DOM og *Gonyostomum* behandler i liten grad DOM sin rolle (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2014; Hongve et al., 1988; Rengefors et al., 2012), utenom studien til Hagman et al. (2019). De siste tiårene har konsentrasjonen av DOM i mange innsjøer økt (Arvola et al., 2010; Hongve et al., 2004) som følge av reduksjon i sur nedbør, klimaendringer og økning i jernkonsentrasjoner (Fe) (Monteith et al., 2007; Riise et al., 2018). Hvis DOM påvirker algeveksten av *Gonyostomum* vil det dermed forventes å bli flere *Gonyostomum*-dominerte innsjøer i fremtiden. Dette vil skape store utfordringer for vannforvaltningen.

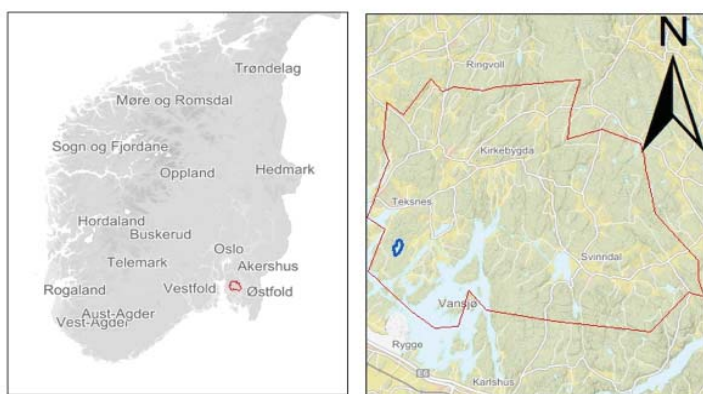
I denne studien skal jeg se på sammenhengen mellom løst organisk materiale (DOM) og *Gonyostomum* i en dystrof innsjø. Hypotesen for studien er:

1. Det er en sammenheng mellom veksten av *Gonyostomum* og konsentrasjonen av DOM i en dystrof innsjø.
2. DOM er vekstfremmende på grunn av *Gonyostomum* sin evne til å omsette eller ekstrahere næringsstoffer som er bundet til DOM.

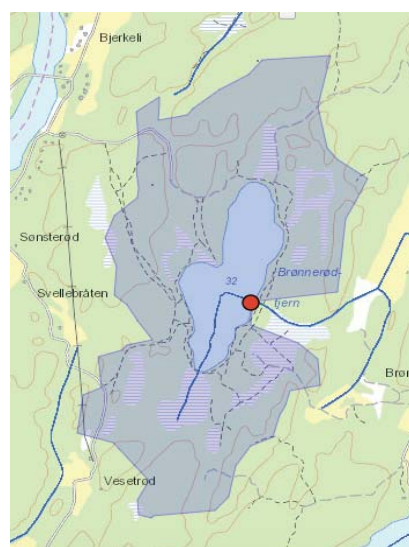
2 Metode

2.1 Studieområde

Studien er gjennomført i Brønnerødtjernet (59.434285, 10.802560) som ligger i Våler kommune i Viken fylke (Bilde 1). Eksistensen av *Gonyostomum* i Brønnerødtjernet ble bekreftet på 1980-tallet (Bjørndalen, 1982). *Gonyostomums* eksistens var allerede kjent i andre land i Europa og USA, men blant annet på grunn av algens sensitivitet for konserveringsmidlene (formalin og sur lugol) hadde den ikke blitt oppdaget tidligere i Norge (Bjørndalen, 1982). I tillegg inngikk humusrike innsjøer sjeldent inn i tradisjonelle overvåkningsprogrammer.



Bilde 2. Geografisk posisjon til Brønnerødtjernet i Norge (til venstre) og hvor i nedbørsfeltet til Vansjø (til høyre). Kilde: QGIS.



Bilde 1. Nedbørsfeltet til Brønnerødtjernet. Kilde NEVINA.

Brønnerødtjernet inngår ikke i noe pågående overvåkningsprogram og verken kjemiske, fysiske eller biologiske parametere for innsjøen er registrert i Vann-Nett. Datamaterialet om innsjøen er derfor basert på egne målinger (vedlegg 5). Brønnerødtjernets areal er på 0.2km², ligger på 32 m.o.h og det dypeste punktet er 4.2 meter. Området rundt Brønnerødtjernet er et populært turområde for den lokale befolkningen. Rundt innsjøen går det en oppmerket tursti (DNT, u.å.). Innsjøen klassifiseres som en dystrof innsjø som kjennetegnes med lave konsentrasjoner av næringsstoffer, lite gjennomtrenging av lys og høyt innhold av organisk materiale (Jansson et al., 1996). Nedbørsfeltet til Brønnerødtjernet har lite menneskelig infrastruktur og består av mye skog (76%) og en del myr (11%) (Bilde 1) (NEVINA) (Vedlegg 1). Det høye innholdet av organisk materiale stammer fra nedbørsfeltet. Det har tidligere vært torvproduksjon i

nedbørsfeltet (Toverød, personlig kommunikasjon 06.mai 2020¹) Cred. Brønnerødtjernet er en svak sur innsjø med en pH på 6.

2.2 Innsamling av data

Feltperioden har pågått fra april til september 2019. Prøver ble samlet inn annenhver uke. Denne perioden ble valgt for å få en oversikt over innsjøen før og under algeoppblomstringen. Ved hver innsamling ble det tatt vannprøver på 0.5m, 1.5m, 2.5m og 3.5m. I utgangspunktet skulle det også ha blitt tatt vannprøve på 4.0 meter, men da traff vi sedimentene. Vannprøvene har blitt hentet fra båt på det dypeste punktet i Brønnerødtjernet. Samtidig som vi hentet vannprøver, målte vi også pH, temperatur (°C), konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og oksygen (mg/l og prosent) på hvert av de respektive dypene (vedlegg 5). For måling av pH brukte vi en pHenomenal 111 elektrode i kombinasjon med en MU6100 H avleser. Samme avleser ble brukt for måling av konduktivitet hvor en pHenomenal CO 11 elektrode ble brukt. For måling av oksygenmetning og -konsentrasjon ble det brukt en YSI ProODO i kombinasjon med elektroden ODO optical DO.

Ved hver innsamling ble vannprøvene filtrert i felt (Bilde 3). 250 milliliter av hver vannprøve ble filtrert gjennom et filter av microfiber (Whatman GF/C) for videre analyse på laboratoriet. Vann som har blitt filtrert blir videre benevnt som filtrerte prøver ($< 0.45\mu\text{m}$.)



Bilde 3a (venstre). Filtreringsutstyret som ble brukt i felt. **Bilde 3b** (høyre). Vannprøve tatt i felt

¹ Erik Toverød, lokal innbygger med eiendom i nedbørsfeltet til Brønnerødtjernet.

I samme periode (april til september) har det pågått (kontinuerlig) logging av lys og temperatur i Brønnerødtjernet. Loggerne ble plassert ut første gangen vi tok vannprøver (8. april) og tatt inn ved siste vannprøvetaking (9. september). Temperatur og lys har blitt registrert ved hver halve meter (0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0 meter) hvert 30 min gjennom døgnet. Dette ble gjort for å få best mulig oversikt over lys- og temperaturdata i Brønnerødtjernet. Måleinstrumentet for loggerne var onset HOB0 Pendant temp/light UA-002-64. Lysintensiteten ble målt i lux og omgjort til fotofluxdensity (PPID) med en kalibreringsfaktor på 0.0815. Data i tidsperioden kl. 10:00 – 13:00 for dagene vi har vært i felt er fjernet i resultatene. Dette er gjort fordi loggerne ble tatt opp for å bli vasket for algevekst, avlesning og for å bytte batteri. I tillegg er perioden 6. mai til 13. mai fjernet da kun en logger har registrert lys og temperatur i denne perioden.

I februar, når Brønnerødtjernet var islagt, ble innsjøens dypeste punkt målt ved hjelp av instrumentetvPlastimo Echotest II når Brønnerødtjernet. Det ble også tatt vannprøver fra dypene 1, 2, 3 og 4 meter. Prøvene ble ikke filtrert så det er kun gjort målinger av parametere på ufiltrerte prøver (total nitrogen og total fosfor).

2.3 Kjemisk analyse

Fosfor

Total fosfor og løst fosfat er analysert i henhold til Norsk Standard for vannundersøkelse (NS-EN 11-89 1.utgave mars 1997). Forskjellen på analysen av total fosfor og løst fosfat er at total fosfor ble autoklavert samme dag som innhenting av vannprøvene. Dette ble gjort for å forhindre videre kjemisk reaksjon i prøven mens den stod lagret. Ved autoklaving ble all fosforet omdannet til ortofosfat, som er måleparameteren for total fosfor. Vannprøvene for løst fosfat ble fryst samme dag og senere tint for analysering.

Fosfor (både total fosfor og løst fosfat) ble analysert ved en fargeanalyse. Vannprøvene ble tilsatt reaksjonsmidler slik at prøvene fikk en sterk blålig farge. Videre ble prøvene målt i et spektrofotometer (Hitach UH5300 Spectrophotometer) som målte absorbansen til fosforet. Denne absorbansen ble brukt for å regne ut konsentrasjonen til fosforet i vannprøven. Formelen for utregning av konsentrasjonen til fosfor er følgende:

$$\text{Fosfor} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \right] = \frac{(\text{mABS prøve} - \text{gj. snitt mABS blank})}{(\text{gj. snitt mABS std} - \text{gj. snitt mABS blank})} * \text{Fortynningsfaktor} * \text{gj. snitt std. konsentrasjon}$$

Ved måling av absorbanse ble standarder benyttet som kontrollprøver og blanke prøver (deionisert vann) som nullreferanse. Deteksjonsgrensen for både total fosfor og løst fosfat er på 0.1 µg/l.

Nitrogen

Fraksjoner av nitrogen (total nitrogen, ammonium og nitrat) ble målt på ulike metoder. Ammonium ble analysert i henhold til Norsk Standard NS 4746. Måling av ammonium ble gjort etter samme prinsipper som fosfor, men med ulike reagensmidler. Deteksjonsgrensen for ammonium er 0.02 mg/l. Formelen for utregning av konsentrasjonen til ammonium er følgende:

$$\text{Ammonium} \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = \frac{(\text{mABS prøve} - \text{gj. snitt mABS blank}) * \text{konsentrasjon standard gj. snitt}}{(\text{gj. snitt mABS standard} - \text{gj. snitt mABS blank})}$$

Analyse av total nitrogen og nitrat ble gjort på filtrerte prøver med ionekromatografi (IC). Total nitrogen ble analysert i henhold til Norsk Standard for vannundersøkelse (NS 4743) med en deteksjonsgrense på 0.01 mg/l. Nitrat ble analysert i henhold til Norsk Standard NS-EN ISO 13395 med en deteksjonsgrense på 0.02 mg/l. Videre utredning av IC er gjort lenger ned i teksten.

DON og DOP

DON og DOP ble regnet ut ved bruk av konsentrasjonene til de andre fraksjonene av nitrogen og fosfor. Konsentrasjonen av DON og DOP ble gjort med følgende formel:

DON = løst total nitrogen – løst uorganisk nitrogen (nitrat + ammonium)

DOP = løst fosfor – løst fosfat

Utregning av konsentrasjonen til den organiske fraksjonene er gjort på filtrerte prøver.

Ionekromatografi (IC) og DOC

Ionekromatografi er en instrumentell analysemetode som brukes til å måle konsentrasjonen av anioner og kationer ved bruk av ionebytte. Det er målt anioner (SO_4^{2-} , F, Cl^-), pluss nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+) som er beskrevet ovenfor. Anionene ble målt i henhold til Norsk Standard NS-EN ISO 10304-1. Prinsippet bak IC er at anioner har ulike adsorpsjonsstyrke og

dermed ulik retensjonstid når de er bundet til en ionebytter i instrumentet. Anionene vil bli skilt ut til ulike tider som instrumentet måler. Denne målingen avgir en kurve hvor arealet under kurven blir brukt for å måle konsentrasjonen til ionet. Måling med ionekromatografi ble gjort av teknisk personell tilknyttet jordfagslaboratoriet på fakultetet for Miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA).

Måling av løst organisk materiale (DOM) blir gjort ved hjelp av proxyen løst organisk karbon (DOC). Dette ble gjort av teknisk personell tilknyttet fakultetet MINA. Parameterne ble målt i henhold til Norsk Standard NS-EN1484 1.utgave november 1997. DOC ble målt med instrument Shimadzu organic carbon analyzer (ASI-V og TOC-V CPN). Ved måling av DOC blir prøven først tilsatt syre og videre blir syntetisk oksygen pumpet inn. Det uorganiske karbonet blir skilt ut fra vannprøven, som gjør at det er kun organisk karbon igjen i vannprøven. Videre blir det organiske karbonet brent ved 680°C til karbondioksid (CO₂) som er måleparameteren for DOC. Deteksjonsgrensen for DOC er 0.2 mg/l.

Pigmentanalyse av *Gonyostomum* og klorofyll *a*

For måling av *Gonyostomum* ble HPLC-metoden benyttet, som står for ultra high performance (instrument Ultimate 3000 HPLC) (Wright et al., 1991). Prinsippet bak metoden er lik den for ionekromatografi (IC). Til forskjell fra IC benyttes et hydrofobt stoff som adsorpsjonsmasse. HPLC-metoden kan måle konsentrasjonen av forskjellige algeslekter ettersom pigmentsammensetningen varierer mellom slekter eller gruppe. For artsbestemmelse av *Gonyostomum* brukes pigmentene Diadinoxanthin, Alloxanthin og Heteroxanthin hvor spesielt sistnevnte er en metode for å artsidentifisere *Gonyostomum*. Til sammen utgjør de tre pigmentene «fingeravtrykket» til *Gonyostomum* (Hagman et al., 2019). Pigmentanalysen av *Gonyostomum* er gjort av veileder og teknisk personell tilknyttet fakultet MINA.

Vannfarge

Samme dag som vannprøvene ble hentet inn og filtrert gjennom et mikrofiberfilter (Whatman Gf/C) ble absorbansen målt i vannprøven ved de ulike dypene (0.5m, 1.5m, 2.5m og 3.5m). Dette ble gjort i henhold til Norsk Standard NS 4787. Instrumentet som ble brukt for bestemmelsen av fargen på vannet var Shimadzu UV-1201. Absorbansen ble målt på 410 nm som ble presentert som den «ekte fargen». Absorbansen ble brukt for å regne ut konsentrasjonen i mg l⁻¹ Pt. Deionisert vann ble brukt som nullreferanse.

$$Fargetall\ 410nm\ [\frac{mg}{liter}\ Pt] = \frac{(Konsentrasjon\ standard)}{(ABS\ standard * -gj.snittABS\ blank)} * ABS\ pr\o ve$$

*ABS standard = 0.266

Konsentrasjon standard = 100mg

2.4 Statistisk analyse

For de statiske analysene ble MiniTab versjon 19 benyttet. For øvrig fremstilling av data ble programmet R versjon 3.6.1 og Microsoft Excel for Mac 2019 (versjon 16.30) benyttet.

Det ble gjennomført en regresjonsanalyse på samtlige parameterne. Dette ble gjort for å finne endringer i parameterne gjennom sesongen, spesielt etter at *Gonyostomum* hadde etablert seg i Brønnerødtjernet. For å kunne gjennomføre analysen ble gjennomsnittet av de fire dypene brukt. Det vil si for parameterne, for eksempel nitrat, ble gjennomsnittet av de fire konsentrasjonene fra dypene 0.5m, 1.5m, 2.5m og 3.5m brukt for 8. april. Denne gjennomsnittskonsentrasjonen ble brukt for å representere konsentrasjonen for hele vannsøylen (vedlegg 6). Dette var hensiktsmessig for selve analysen, i tillegg til at *Gonyostomum* vandrer i vannsøylen så alle dyp har lik betydning for algen. Analysen ble kjørt med et 95% konfidensintervall. Parameterne som har fått en p-verdi < 0.05 har blitt sett på som signifikante og studert videre. Flere av figurene er fremstilt med gjennomsnittskonsentrasjonen. Dette gjelder figurene som viser parameterne gjennom sesongen.

For å finne en sammenheng mellom veksten av *Gonyostomum* og parameterne ble det kjørt en korrelasjonsanalyse. I analysen ble pigmentet Heteroxanthin brukt som representasjon for *Gonyostomum*. R-verdien fra korrelasjonsanalysen ble omgjort til en p-verdi med en 95% konfidensintervall. Dette ble gjort for å se om det var signifikant sammenheng mellom parameterne.

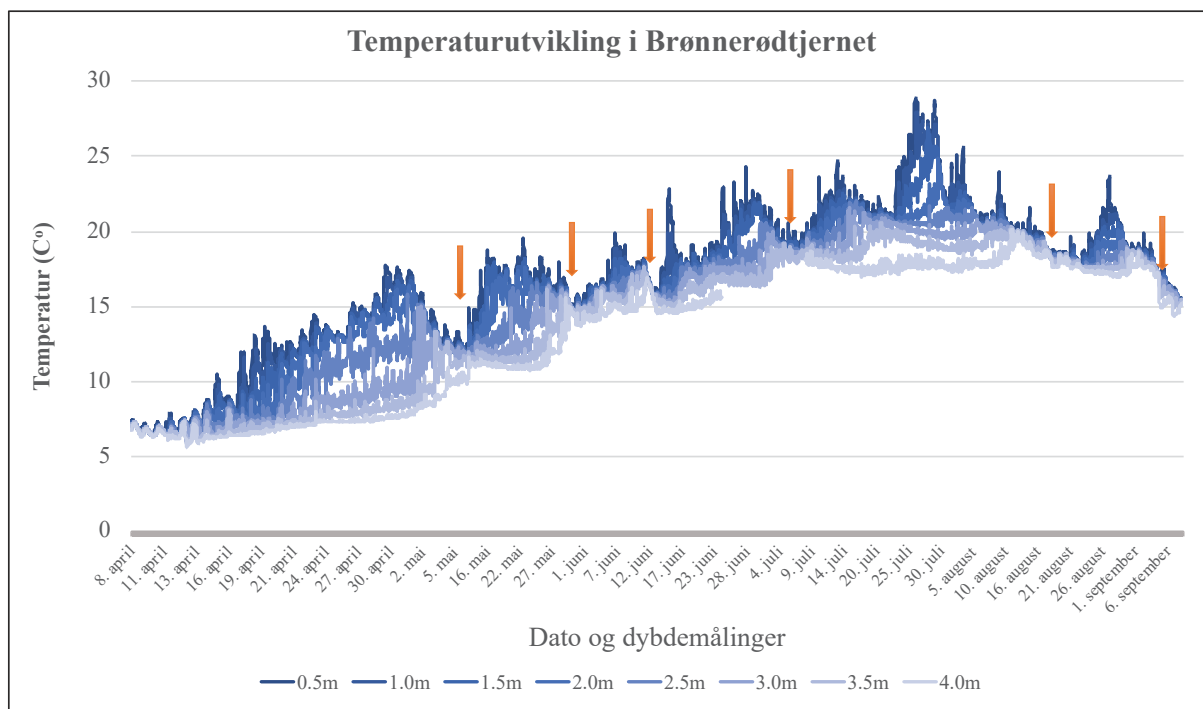
3 Resultater

3.1 Sesongen 2019 i Brønnerødtjernet

Vanntemperatur

Vanntemperaturen i Brønnerødtjernet ble registrert med sensorer som har ligget ute gjennom feltperioden (8. april til 9. september). Når sensorene ble lagt ut, den 8. april, var det ingen termisk sjiktning i Brønnerødtjernet. Etter den 8. april steg vanntemperaturen betydelig og dannet en termisk sjiktning som varte frem til 6. mai (Figur 1). Perioden mellom 8. april og 6. mai er den tydeligste sjiktningen i Brønnerødtjernet for sesongen. Da ble en av de største differansene mellom topp- og bunntemperaturen (0.5 m. og 3.5 m.) registrert i innsjøen for sesongen. Dette var den 30. april hvor vanntemperaturen på 0.5 meter ble registrert til 17°C og på 3.5 meter var temperaturen på 7°C. Dette gir en temperaturdifferanse på 10°C.

Etter den 6. mai hadde Brønnerødtjernet flere termiske sjiktninger. Selv om vanntemperaturen har svingt videre utover sesongen har den jevnt over økt frem til slutten av juli. Den 29. juli registrerte loggerne den høyeste vanntemperaturen til 29°C (0.5 meter). Temperaturen på bunnen (3.5 meter) var på 18°C som gir en differanse på 11°C mellom topp- og bunntemperatur. Etter den 29. juli sank temperaturen i Brønnerødtjernet og innsjøen hadde en ny sirkulasjon rundt midten av august. Det var en ny termisk sjiktning mellom den 19. august og 4. september. Dermed har Brønnerødtjernet hatt totalt 6 perioder med termisk sjiktning gjennom sesongen 2019.

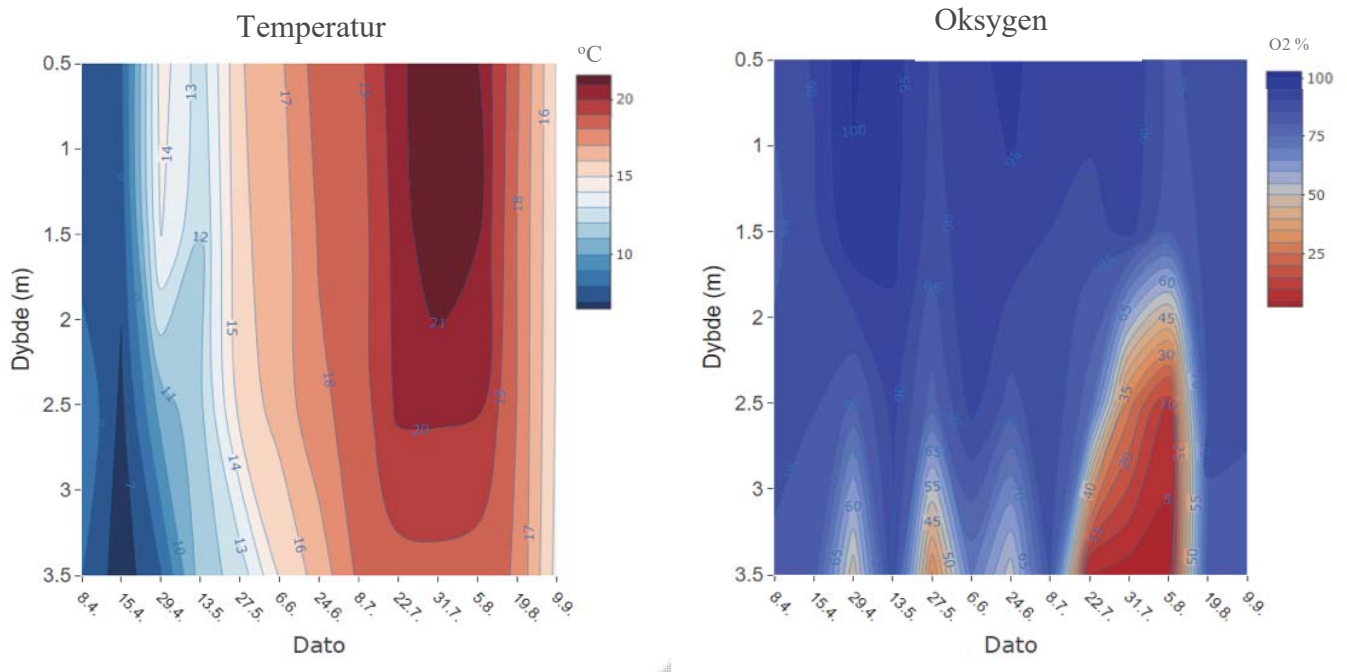


Figur 1. Vanntemperaturen (°C) i Brønnerødtjernet for 2019. X-aksen viser dato og dybdemålinger (ulike nyanser av fargen blå). De ulike nyansene av fargen blå representerer temperaturmåling for de ulike dypene. Dybden 0.5 meter har den sterkeste blåfargen. Styrkegraden avtar med økende meter. Når de ulike dypene har ulik temperatur indikerer det en termisk sjiktning. Jo større forskjell det i vanntemperatur mellom typene jo sterkere termisk sjiktning har Brønnerødtjernet. Når de ulike dybdene har lik temperatur, har Brønnerødtjernet en sirkulasjon. De tydeligste sirkulasjonene er indikert med oransje pil.

Det ble også gjennomført registrering av temperaturmålinger *in situ* (Figur 2a). Gjennom sesongen var det ingen langvarig termisk sjiktning. Av *in situ* målingene var kun to målinger som registrerte noe temperaturforskjell mellom topp- og bunnvann. Den 29. april var temperaturforskjellen mellom topp- og bunnvann (0.5 m. og 3.5 m.) på 7°C. Den andre målingen var mellom den 22. juli til 5. august. Da var temperaturforskjellen på 3°C.

Ok sygen

Oksygen ble registrert *in situ* for både oksygenmetning og -konsentrasjon (Figur 2b). I perioden 22. juli til 05. august var oksygenmetningen nærmest 0 (< 2%) i de nedre vannlagene (2.5 m. - 3.5 m.) (Figur 2b). Oksygenkonsentrasjonen målte 0.8 mg/l. Perioden med anoksiske forhold (22. juli til 5. august) sammenfaller godt med temperatursjiktningen i samme periode (Figur 2a og Figur 2b). Før denne anoksiske perioden ble det registrert 50% oksygenmetning den 29. april og 24. juni.



Figur 2a (til venstre). In situ måling for temperatur (°C).

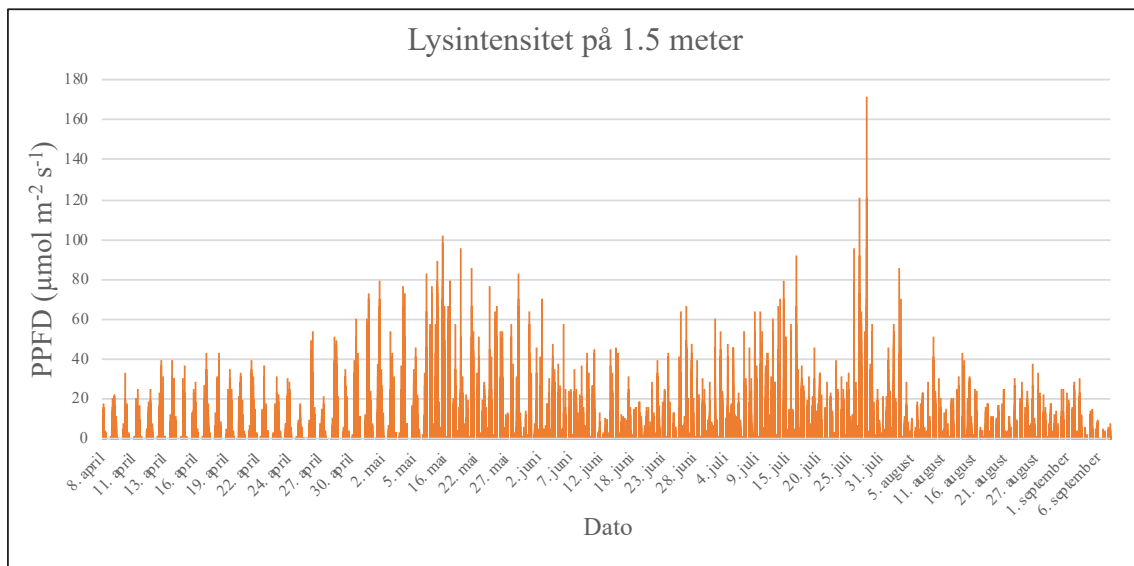
Figur 3b (til høyre). In situ måling for oksygen (%).

Begge figurene er dybdeprofiler hvor x-aksen viser dato, y-aksen viser dybde (reversert) og Z-aksen er måleverdiene for oksygen og temperatur. Fargeskalaen er reversert mellom de to figurene. For oksygen indikerer fargen rød lite oksygen, mens for temperatur er fargen rød en høy vanntemperatur.

Lysintensitet

Loggerne registrerte lysintensiteten gjennom hele feltperioden (8.april til 9. september). Den eufotiske sonen gikk ned til rundt 1.5 meter i Brønnerødtjernet for sesongen 2019 (Figur 3).

Gjennomgang av datasettet viste få målinger som var høyere enn 400 nanometer på dypene 2 meter og lenger ned (fotosyntetiske aktive stråling, PAR). Lysintensiteten har svingt gjennom sesongen hvor den har hatt to «bølgetopper». Fra 8. april og frem til 16. mai steg lysintensiteten og nådde en topp på $101 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (16. mai) før lysintensiteten sank jevnt ned til $10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, den 16. juni. Etter den 16. juni steg lysintensiteten igjen, med litt svingninger, før den toppet den 28. juli. Da registrerte loggerne en lysintensitet på $172 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Dette var den høyeste lysintensiteten registrert i Brønnerødtjernet for sesongen 2019.

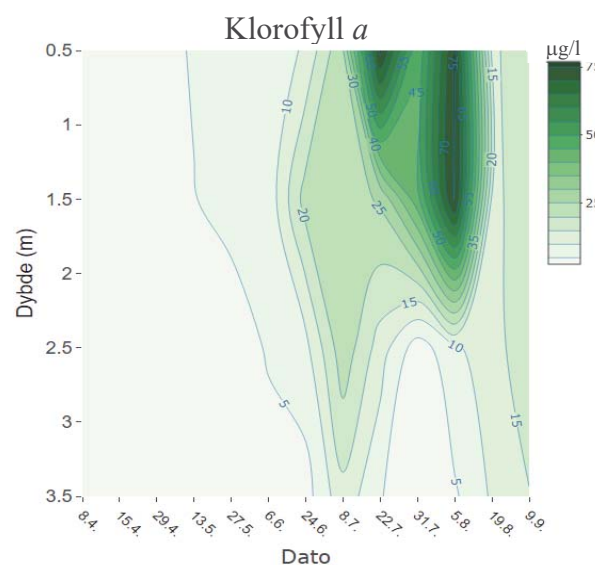


Figur 3. Lysintensiteten ($\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$) på 1.5 meter i Brønnerødtjernet (2019).

3.2 Konsentrasjon av fytoplankton

Klorofyll *a*

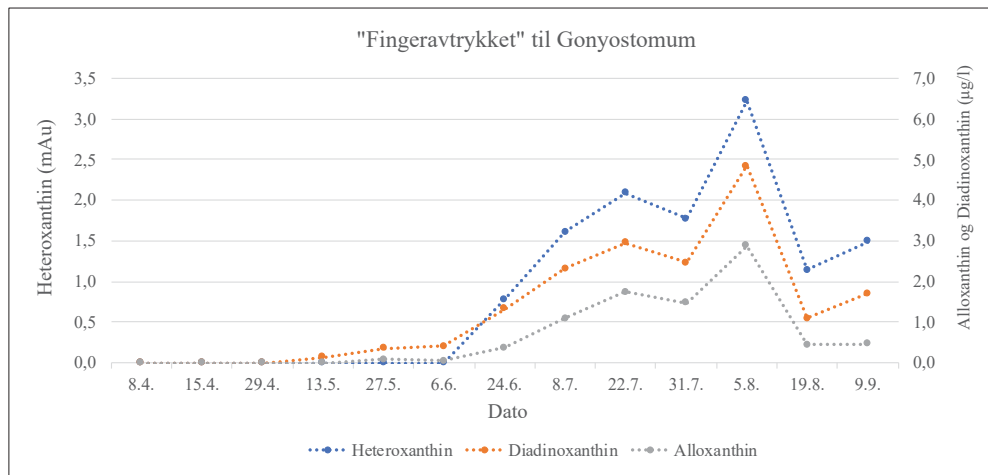
Det ble gjort funn av klorofyll *a* ved første prøvetakingdag, 8. april på $1.8 \mu\text{l/l}$ gjennom hele vannsøylen (Figur 4). Utover sesongen økte konsentrasjonen av klorofyll *a* i de øverste vannlagene (0.5 m. og 1.5 m.). Den 5. august ble høyeste konsentrasjon av klorofyll *a* målt til $77 \mu\text{g/l}$ (1.5 meter). I de nedre vannlagene (2.5 m. og 3.5 m.) var konsentrasjonene betydelig lavere ($2.30 - 9.21 \mu\text{g/l}$). Fra 05. august til siste prøvetakingdag (09. september) var konsentrasjonen av klorofyll *a* på $\sim 15 \mu\text{g/l}$ gjennom hele vannsøylen.



Figur 4. Dybdeprofil av konsentrasjonen til klorofyll *a* ($\mu\text{g/l}$) i vannsøylen. Økning i konsentrasjon av klorofyll *a* indikeres med en sterkere farge.

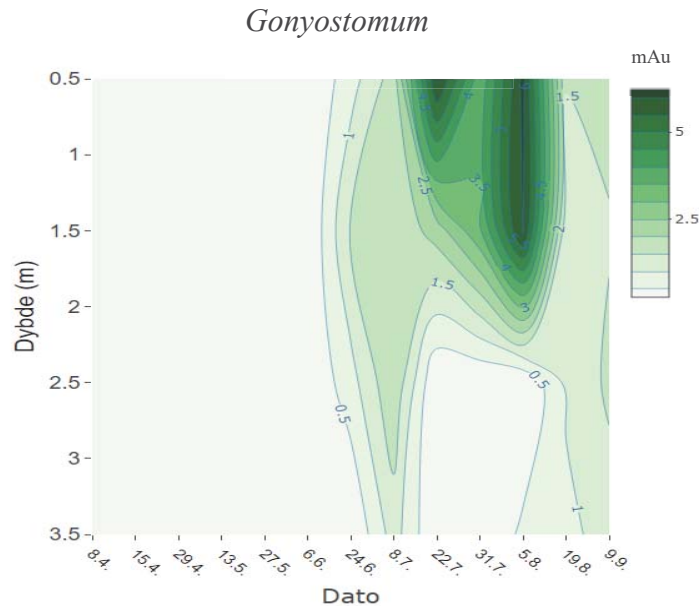
Gonyostomum

Gonyostomum ble påvist i Brønnerødtjernet ved hjelp av de tre pigmentene Diadinoxanthin, Alloxanthin og Heteroxanthin. *Gonyostomum* ble påvist i Brønnerødtjernet den 24. juni. (Figur 5). Algen hadde høyest biomasse den 5. august, før den sank betydelig frem til 19. august.



Figur 5. Gjennomsnittskonsentrasjonen av *Gonyostomum* i Brønnerødtjernet (2019) med de tre pigmentene Heteroxanthin (mAu) , Diadinoxanthin (µg/l) og Alloxanthin (µg/l). Det er 2 forskjellige akser på grunn av ulike måleenheter (µg/l og mAU).

For en bedre fremstilling av *Gonyostomum* i vannsøylen ble det lagd et dybdeprofil av pigmentet Heteroxanthin (Figur 6). Det er høyest biomasse av *Gonyostomum* i de øverste vannlagene (0.5 m. til 2.0 m.), men samtidig oppholder algen seg også i de nedre vannlagene (2.5 m. – 3.0 m.). Høyeste verdien av Heteroxanthin var den 05. august på 6.16 mAu (0.5 m.) og 6.12 mAu (1.5 m.). På de dypere vannlagene (2.5 m. og 3.5 m.), den 05. august, ble ikke *Gonyostomum* registrert.

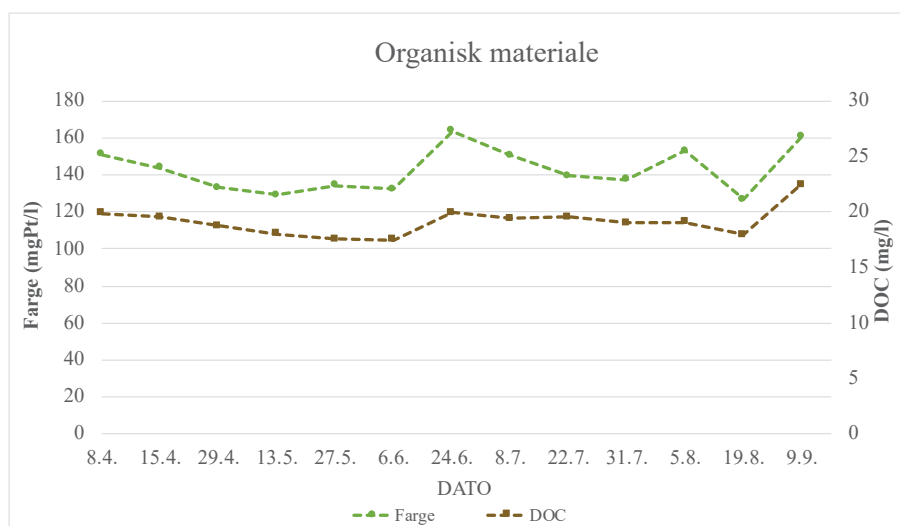


Figur 6. Vekst av *Gonyostomum* (mAu) i et dybdeprofil. Sterkere grønnfarge indikerer økning i biomasse.

3.3 DOC og fargetall

Løst organisk karbon (DOC) sier hvor mye løst organisk materiale (DOM) som er tilstede i Brønnerødtjernet. Konsentrasjonen av DOC var mer eller mindre konstant gjennom hele sesongen, 19 ± 4 mg/l (Figur 7). Det var heller ingen variasjoner i vannsøylen. Høyeste konsentrasjon av DOC var 23 mg/l (9. september) (vedlegg 4). I henhold til klassifiseringsveileder for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018) vil Brønnerødtjernet bli klassifisert som svært humøs ($\text{TOC} > 15$ mg/l). Veilederen setter kun TOC-verdiene, men de observerte DOC-konsentrasjonene var over minstekonsentrasjonen for TOC så denne ble benyttet.

Fargetallet er ikke en direkte forklaringsvariabel for innhold av organisk materiale i Brønnerødtjernet. Fargetallet er en indikasjon på hva vannet består av, ved et høyt fargetall, ofte ved fargen brun, er det en indikasjon på at vannet inneholder mye terrestrisk (alloktont) organisk materiale. Jern (Fe) kan også påvirke fargen i vannet. Heller ikke fargetallet endret seg noe betydelig gjennom sesongen (Figur 7).

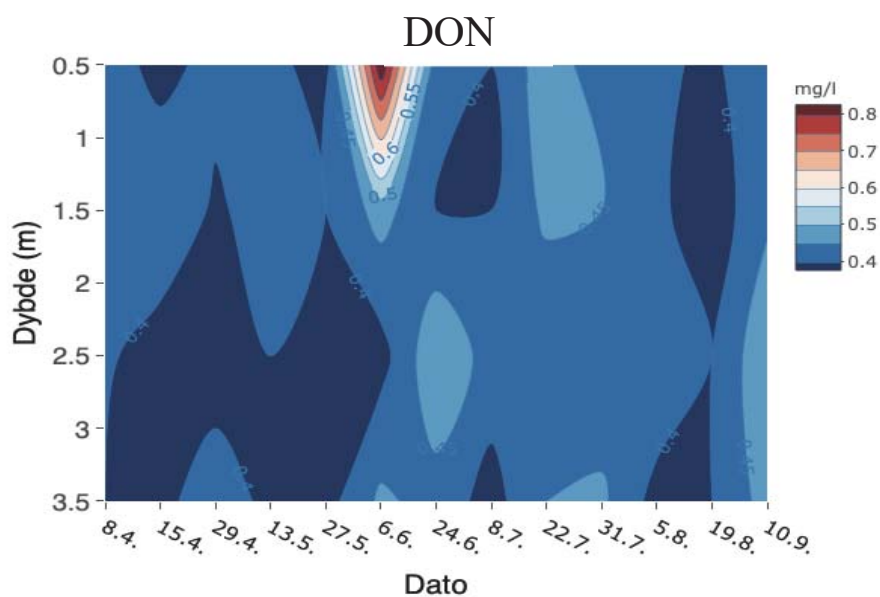


Figur 7. Gjennomsnittskonsentrasjonen av DOC (mg/l) og fargetallet (mg Pt/l) i Brønnerødtjernet (2019).

3.4 Næringsstoffer

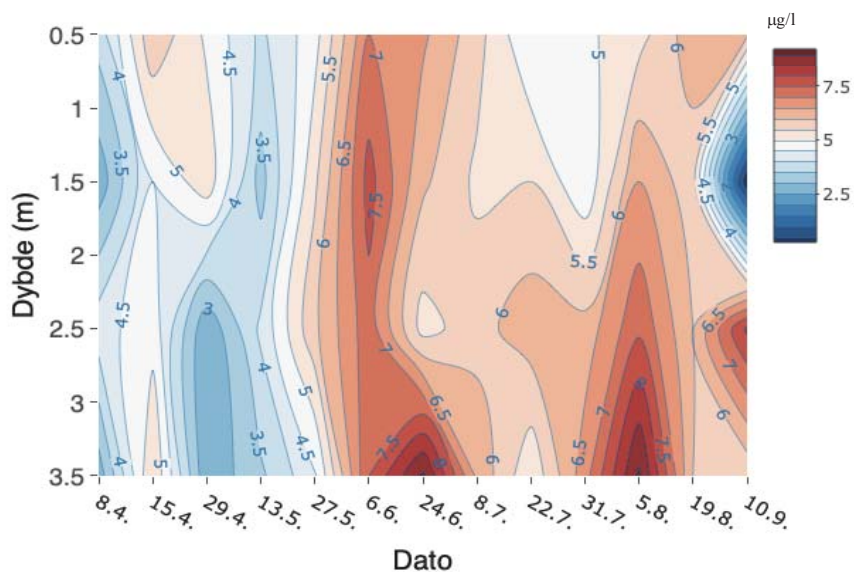
DON og DOP

Konsentrasjonen av DON hadde ingen tydelig trend gjennom sesongen (Figur 8a). Det ble målt en høy konsentrasjon den 6. juni (0.5 meter) på 0.84 mg/l. Konsentrasjonen til DON lå på ~ 0.4 mg/l gjennom sesongen og i vannsøylen. Konsentrasjonen av DOP varierte mer gjennom sesongen (Figur 8b). Gjennom sesongen steg konsentrasjonen av DOP og de høyeste konsentrasjonene som ble observert var på 9 µg/l den 24. juni og 5. august, begge på 3.5 meter.



Figur 8a. Dybdeprofil av DON (mg/l) i vannsøylen.

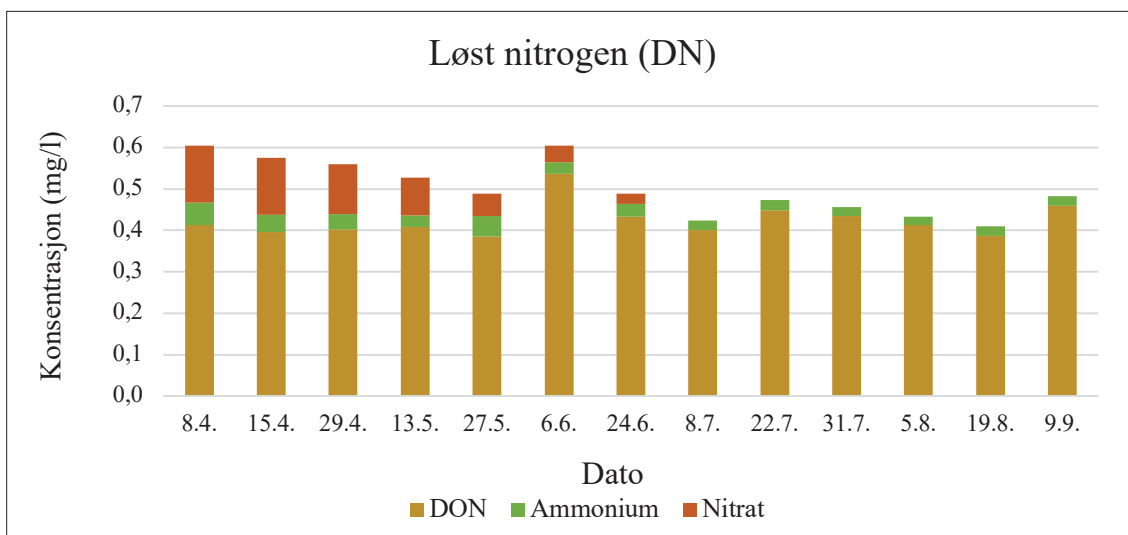
DOP



Figur 8b. Dybdeprofil av DOP ($\mu\text{g/l}$) i vannsøylen.

Løst nitrogen

Fraksjonen løst nitrogen ($< 0.45\mu\text{m}$) består av nitrat, ammonium og DON. Både ammonium og nitrat målte høyest konsentrasjon i starten av sesongen, 8. april (Figur 9). Utover sesongen sank konsentrasjonen av både nitrat og ammonium frem til 8. juli. Da ble det ikke registrert noe nitrat (0 mg/l) og ammonium stabiliserte seg på 0.2 mg/l som vedvarte ut sesongen (8. juli). Av fraksjonen løst nitrogen utgjør DON den største andelen.

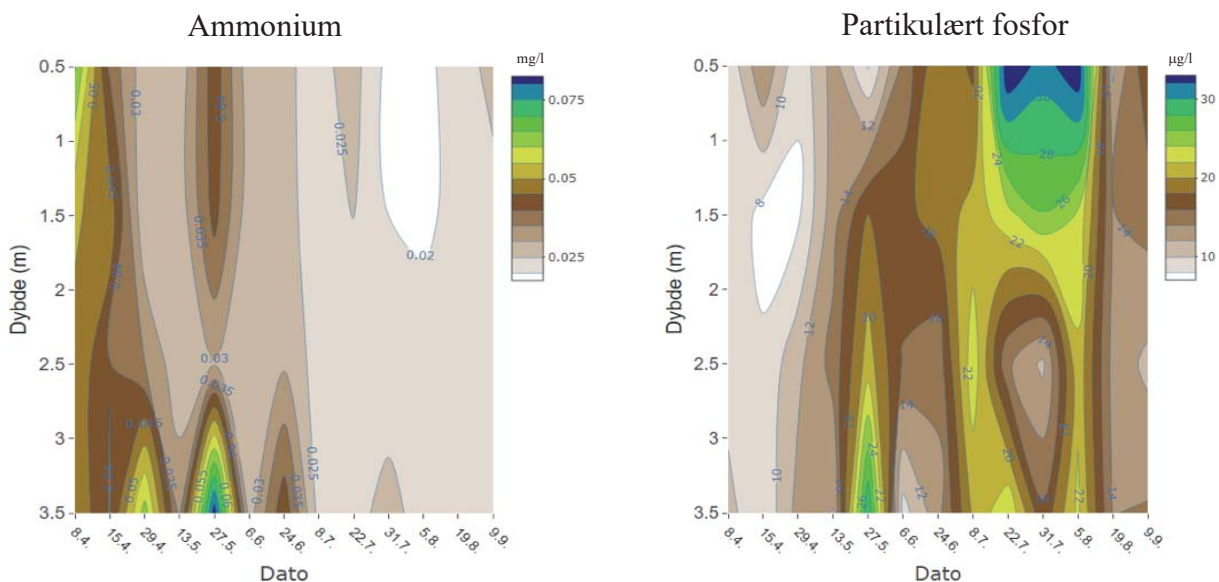


Figur 9. Gjennomsnittskonsentrasjonen av løst nitrogen ($< 0.45\mu\text{m}$): ammonium (mg/l), nitrat (mg/l) og organisk nitrogen (mg/l) i Brønnerødtjernet (2019). Til sammen utgjør fraksjonene den totale konsentrasjonen av løst nitrogen (DN).

Dybdeprofil av ammonium og total fosfor partikulært

For en bedre fremstilling av hvordan ammonium og partikulært fosfor fordelte seg i vannsøylen ble det laget dybdeprofiler (Figur 10a og Figur 10b). De høyeste konsentrasjonene som ble målt av ammonium var på bunnen i Brønnerødtjernet (3.5 meter). Den 29. april var konsentrasjon av ammonium på 0.06 mg/l (3.5 meter) og den 27. mai var konsentrasjonen på 0.08 mg/l (3.5 meter) (vedlegg 4). Etter den 8. juli var ammoniumkonsentrasjonen på 0.02 mg/l i hele vannsøylen. Dette vedvarte ut sesongen. Det var ikke hensiktsmessig å lage et dybdeprofil for nitrat da det var lik konsentrasjon i hele vannsøylen (vedlegg 4).

Partikulært fosfor hadde en større variasjon i dybdefordeling enn ammonium. Konsentrasjonen av partikulært fosfor økte utover sesongen (Figur 10b). I april ble konsentrasjonen målt til 9 $\mu\text{g/l}$ i hele vannsøylen. En av de høyeste konsentrasjonene ble målt til 30 $\mu\text{g/l}$ den 27. april på 3.5 meter. Videre utover sesongen lå konsentrasjonen av partikulært fosfor spredt i vannsøylen frem til 27. juli. Da økte konsentrasjonen til rundt 30 ± 3 $\mu\text{g/l}$ (0.5 m. til 1.5 m.) som vedvarte til 5. august.

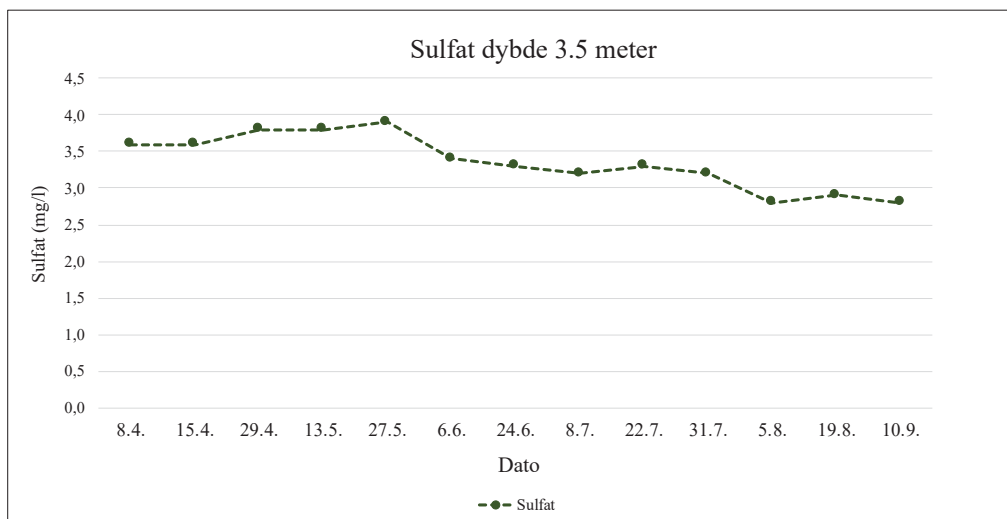


Figur 10a (venstre). Dybdeprofil av ammonium (mg/l) i vannsøylen.

Figur 10b (høyre). Dybdeprofil av partikulært fosfor ($\mu\text{g/l}$) i vannsøylen. Den 5. august ble det målt en svært høy konsentrasjon av partikulært fosfor på 1.5 meter. Konsentrasjonen ble målt til 86 $\mu\text{g/l}$. Denne verdien er tatt ut av figuren da verdien har en sterk innvirkning på hvordan dybdeprofilet blir fremstilt.

3.5 Sulfat

Konsentrasjonen til sulfat sank gjennom sesongen, men det var ingen store variasjoner (Figur 11). Det ble observert lukt av hydrogensulfid (H_2S) ved prøvetakingene 31. juli og 5. august på dypeste punkt (3.5 meter).



Figur 11. Gjennomsnittskonsentrasjonen til sulfatl (mg/l) på 3.5 meter. Den 31. juli og 5. august ble det observert lukt av hydrogensulfid.

3.6 Regresjons- og korrelasjonsanalyse

Resultatet av regresjonsanalysen for alle parameterne ligger i vedlegg 2. Parameterne som hadde en signifikant endring gjennom sesongen, p-verdi < 0.05 , er vist i tabell 1.

Sammen med p-verdien er også R-square (R-sq) verdien oppført. R-sq eller også r^2 forklarer hvor godt modellen passer til dataene. R^2 ligger mellom 0 -1 eller 0-100% hvor MiniTab angir med prosent. En R-sq på 100% er en perfekt lineær sammenheng mellom parameterne (y-verdi) over tid (x-verdi).

I tabell 1 ligger også resultatet av korrelasjonsanalysen mellom pigmentet Heteroxanthin og parameterne som hadde en p-verdi < 0.05 fra regresjonsanalysen. DON, DOP og DOC er tatt med i tabell 1 selv om de ikke har hatt signifikant betydning i regresjonsanalysen. Korrelasjonsanalysen viser at det er ammonium, nitrat, partikulært fosfor, DON og sulfat som har en signifikant sammenheng med konsentrasjonen av pigmentet Heteroxanthin.

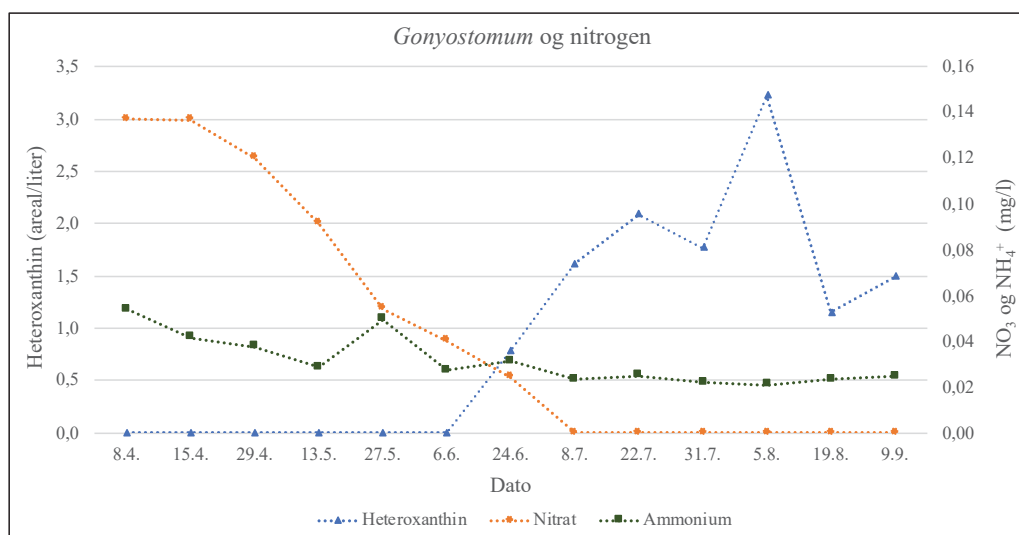
Tabell 1. viser resultatet fra regresjons- og korrelasjonsanalysen. Regresjonsanalysen viser parametere som har en endring gjennom sesongen (p-verdi). Korrelasjonsanalysen er kjørt mellom parametere som hadde endring gjennom sesongen (p-verdi < 0.005) mot pigmentet Heteroxanthin. DOC, DON og DOP er også tatt med.

Parameter	p-verdi	R-sq (%)	p-verdi mot Heteroxanthin
Total fosfor partikulært	0.025	35.47	0
Total nitrogen filtrert	0	76.9	0.003
Ammonium (NH₄⁺)	0.001	62.29	0.007
Nitrat (NO₃²⁻)	0	87	0.002
Sulfat (SO₄²⁻)	0	89.51	0
Klorofyll <i>a</i>	0.004	54.22	0
Heteroxanthin	0.002	61.34	-
Diadinoxanthin	0.006	51	0
Alloxanthin	0.03	36	0
DOP	0.094	23.36	0.115
DON	0.542	3.48	0.003
Løst organisk karbon (DOC)	0.270	10.92	0.297
Temperatur (in situ)	-	-	0.002

3.7 *Gonyostomum* og utvalgte parametere

***Gonyostomum* og nitrogen**

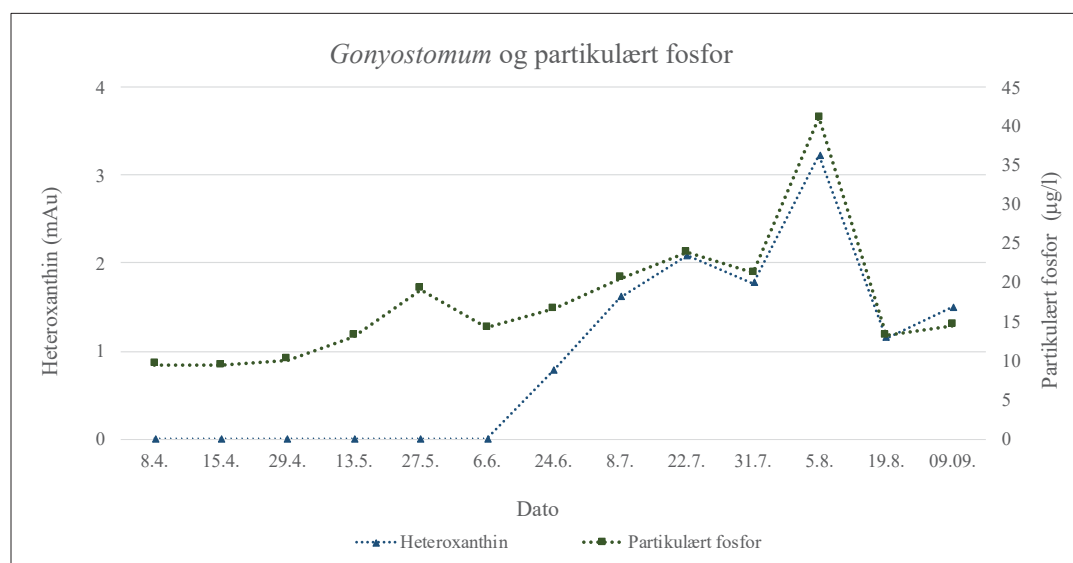
Tilstedeværelsen av *Gonyostomum* i Brønnerødtjernet ble påvist den 24. juni. Blant fraksjonene i nitrogen hadde nitrat og ammonium endring i konsentrasjon gjennom sesongen samt signifikant sammenheng med pigmentet Heteroxanthin ($p < 0.05$), tabell 1. Etter den 15. april var det ingen nitrat (0 mg/l) og ammonium lå på deteksjonsgrensen 0.02 mg/l (Figur 12).



Figur 12. Gjennomsnittskonsentrasjonen til nitrat (mg/l), ammonium (mg/l) og pigmentet Heteroxanthin (mAu). Både nitrat og ammonium hadde signifikant sammenheng med pigmentet Heteroxanthin, i tillegg til å ha en signifikant endring gjennom sesongen ($p < 0.05$).

Gonyostomum og fosfor

Konsentrasjonen av partikulært fosfor hadde en signifikant endring gjennom sesongen samt signifikant sammenheng med pigmentet Heteroxanthin ($p < 0.05$). Partikulært fosfor steg jevnt med Heteroxanthin utover sesongen (Figur 13). Både partikulært fosfor og Heteroxanthin målte høyest konsentrasjon den 5. august og hadde en kraftig reduksjon i konsentrasjon mellom den 5. august og 18. august.



Figur 13. Gjennomsnittskonsentrasjonen til partikulært fosfor (µg/l) og Gonyostomum (mAU) gjennom sesongen ($p < 0.05$).

4 Diskusjon

Parametere som hadde signifikant sammenheng med *Gonyostomum* var ammonium, nitrat, partikulært fosfor, DON og sulfat ($p < 0.05$). De neste avsnittene tar for seg de ulike parameterne.

4.1 Næringsstoffer

Resultatene i denne studien er spredte når det gjelder DON og DOP. Verken DON eller DOP hadde signifikant sammenheng med pigmentet Heteroxanthin (tabell 1) ($p > 0.05$). Dette var uventet siden humus inneholder nitrogen og tidligere studier fant sammenheng mellom biomasseveksten til *Gonyostomum* og humus (Bronk et al., 2007; Hagman et al., 2019; Rengefors et al., 2012). DON utgjorde den største andelen av DN, noe som var forventet (Figur 9) (Bronk et al., 2007).

Konsentrasjonen til DON hadde små endringer gjennom sesongen, den lå på ~ 0.4 mg/l (figur 8a). Det var heller ingen store endringer i vannsøylen, utenom den ene høye konsentrasjonen den 6. juni på 0.84 mg/l (0.5 meter). Korrelasjonsanalysen mellom konsentrasjonen til DON og pigmentet Heteroxanthin hadde en signifikant sammenheng ($p < 0.05$). Dette var litt rart og kan være en konsekvens av at korrelasjonsanalysen er gjort på gjennomsnittskonsentrasjonen. Ved nærmere observasjon mellom dybdeprofilet til DON (Figur 8a) og dybdeprofilet til pigmentet Heteroxanthin (Figur 6) har de to figurene liten sammenheng. R^2 -verdien ligger på 3.48% som tyder på at det ikke er en sammenheng mellom konsentrasjonen til DON og biomasseveksten til *Gonyostomum*.

Konsentrasjonen til DOP varierte mer gjennom sesongen og i vannsøylen sammenlignet med konsentrasjonen til DON. Konsentrasjonen til DOP steg utover sesongen og etter oppblomstring av *Gonyostomum* lå konsentrasjonen til DOP på 5-7 $\mu\text{g/l}$ (Figur 8b og Figur 5). Den 24. juni og 5. august ble det målt høy konsentrasjon på 9 $\mu\text{g/l}$ på 3.5 meter. Sett i sammenheng med biomasseveksten til *Gonyostomum* og perioden med anoksiske forhold i hypolimnion (Figur 2b) kan det tyde på produksjon- og nedbrytningsprosess hvor DOP blir produsert ettersom alger dør. Dersom *Gonyostomum* benytter seg av DOP eller DON til biomasseproduksjon hadde det vært forventet en negativ korrelasjon mellom parameterne. Det er til å tro at *Gonyostomum* ikke benytter seg av DON eller DOP.

Partikulært fosfor hadde høyest korrelasjon med vekst av *Gonyostomum* ($p < 0.05$). Utover sesongen steg konsentrasjonen av partikulært fosfor fra 6 $\mu\text{g/l}$ i februar til 33 $\mu\text{g/l}$ i august (Figur 10b). Økningen i konsentrasjon av partikulært fosfor steg jevnt med biomasseveksten av *Gonyostomum* (Figur 13). Både utover sesongen, men også hvordan partikulært fosfor fordelte seg i vannsøylen (Figur 6 og Figur 10b). I perioden 22. juli til 5. august ble det målt høyest biomasse av *Gonyostomum* og partikulært fosfor. I denne perioden ble det målt anoksiske forhold i Brønnerødtjernet (Figur 2b). Fosfat kan ved anoksiske forhold sive ut fra sedimentene og bli tilgjengelig for alger (Salonen & Rosenberg, 2000). *Gonyostomum* kan ta opp dette fosfatet og vandre opp til epilimnion. Fosfatet forekommer da som partikulært fosfor. En slik prosess ble blant annet diskutert i studien til Salonen og Rosenberg (2000) som fant lignende sammenheng mellom partikulært fosfor og biomasseveksten til *Gonyostomum*. Det er til å tro at dette scenarioet også har skjedd i Brønnerødtjernet.

Det ble også målt en høy konsentrasjon av partikulært fosfor på 30 $\mu\text{g/l}$ den 27. mai på bunnen (3.5 meter) (vedlegg 4). Det er ikke funnet noe sammenheng med biomassen til *Gonyostomum* for denne observasjonen. Den høye konsentrasjonen av partikulært fosfor kan skyldes alloktont tilførsel av DOM som har blitt brutt ned og sedimentert. Det ble også målt en svært høy konsentrasjon av partikulært fosfor på 87 $\mu\text{g/l}$ den 5. august på 1.5 meter (vedlegg 4). Om dette er en feilkilde i målingen er usikkert. Prøven ble målt to ganger på laboratoriet så en forurensning kan ha skjedd i felt. Det kan likevel ikke utelukkes at målingen er riktig, og at det har vært høyere konsentrasjoner av fosfor enn hva studien har klart å fange opp.

Konsentrasjonen av løst uorganisk nitrogen (DIN, ammonium og nitrat) viste negativ korrelasjon med Heteroxanthin ($p < 0.05$). Den lave konsentrasjonen til DIN var forventet siden nitrogen ofte er den begrensende vekstfaktoren for alger i skoginnsjøer med høyt innhold av DOM (Deininger et al., 2017; Jansson, 1998; Wetzel, 2001a). Det som var uvanlig var at etter 8. juli var konsentrasjonen til DIN under deteksjonsgrensen (Figur 9). Fra 8. juli og frem til 5. august steg biomassen av *Gonyostomum* og målte høyest verdi den 5. august (Figur 5). Hvordan mengder alge kan vokse kontinuerlig mellom 8. juli til 5. august uten en direkte kilde til DIN stiller nye spørsmål (Figur 12). Alger må ha tilgang til makronæringsstoffer, spesielt nitrogen og fosfor da disse er byggesteiner for celler (Wetzel, 2001d).

Det kan dermed se ut til at nitrogen har en større betydning for vekst av *Gonyostomum* enn først antatt. Nitrogen som begrensende næringsstoff for vekst av *Gonyostomum* ble utelukket allerede på 80-tallet (Hongve et al., 1988; Rengefors et al., 2012). En nylig studie av Rohrlack og Haaland (2019) fant derimot lignende resultater som denne studien. Etter juni, når *Gonyostomum* hadde blomstret, var konsentrasjonen av DIN under deteksjonsgrensen. Dette varte fra juli til september. Det ble foreslått at oppblomstringen av *Gonyostomum* kan skyldtes resirkulering av næringsstoffer fra interne prosesser i innsjøen. Det gjør algen kan blomstre opp i innsjøer uten tilførsel av nitrogen fra menneskelig aktivitet.

I de fleste akvatiske systemer er alger avhengig av resirkulering av nitrogen for å drive primærproduksjon (Howarth, 2009). Gitt de lave konsentrasjonene til DIN kan det se ut til at Brønnerødtjernet er nitrogen begrenset. Dermed vil all nitrogenet som er algetilgjengelig (DIN) bli raskt tatt opp. Omsetningstiden for nitrogen varierer mellom eutrofe og oligotrofe innsjøer (Wetzel, 2001a). I tillegg varierer nitrogen innholdet mellom autoktont DOM og alloktont DOM, hvor sistnevnte har et høyere innhold av nitrogen. Opptaket av DIN i oligotrof innsjø er rundt 50-100 ganger større enn innputen av eksterne kilder (Howarth, 2009; Small et al., 2014). For eutrofe innsjøer er opptaket rundt 10-30 ganger større enn innputen av eksterne kilder (Howarth, 2009). Blant fraksjonene i nitrogen har ammonium lavest omsetningstid (Small et al., 2014) som skyldes ammonium sin sentrale rolle i primærproduksjon.

Den største kilden til ammonium i akvatiske systemer er når DOM blir brutt ned og ammonium blir frigitt i vannfasen (mineralisering) (Wetzel, 2001a). De høyeste konsentrasjonene av ammonium ble observert på bunnen av Brønnerødtjernet (3.5 meter) (Figur 10a). Dette var den 29. april og 27. mai. I denne perioden var det termisk sjiktning i Brønnerødtjernet og oksygenprosenten var på 46% (29. april) og 29% (27. mai) (Figur 1 og Figur 2b). Dette tyder på nedbrytningsprosesser av DOM og at ammonium har blitt løst ut i vannfasen. En nylig studie fant at *Gonyostomum* oppholdte seg like over sedimentene på natten (Rohrlack, 2020a; Rohrlack, 2020b). Når *Gonyostomum* ikke var tilstede på bunnen av innsjøen ble det målt høye konsentrasjoner av ammonium under anoksiske forhold. Derimot når *Gonyostomum* var tilstede var ammoniumkonsentrasjonen betydelig lavere. Dermed er det stor mulighet for at *Gonyostomum* kan ta opp ammonium i hypolimnion når epilimnion har blitt uttømt for næringsstoffer. Lignende resultater ble funnet i 2018 av Pęczyła et al. I to av fire innsjøer steg konsentrasjonen av ammonium nedover i vannsøylen. Da sank biomassen av *Gonyostomum*

nedover i vannsøylen. Til forskjell steg biomassen av *Gonyostomum* nedover i vannsøylen i de to andre innsjøene hvor ammoniumkonsentrasjonen sank nedover i vannsøylen.

Etter hvert som Brønnerødtjernet ble uttømt for DIN steg biomassekonsentrasjonen til *Gonyostomum* (8. juli til 5. august). Samtidig ble hypolimnion anoksisk (Figur 2b og Figur 12). Ammonium binder seg lett til partikler og kan sedimentere (Wetzel, 2001a). Når hypolimnion blir anoksisk svekkes adsorpsjonsegenskapene til sedimentene og ammonium kan sive ut til vannfasen. Dette kan forklare hvordan *Gonyostomum* kunne ha oppblomstring fra 8. juli til 5. august når det ikke lenger var DIN i Brønnerødtjernet. Samtidig kan dette støtte opp påstanden fra Rohrlack og Haaland (2019) om at *Gonyostomum* kan ha oppblomstring fra innsjøens interne prosesser.

Utlekking av ammonium fra sedimentene er ikke nødvendigvis fanget opp i denne studien. Det var ikke observert noe økning i konsentrasjonen til ammonium på bunnen av Brønnerødtjernet etter den 8. juli. Vannprøvene ble tatt på 3.5 meter, men dypeste målte punkt var 4.2 meter. Dermed har ikke vannhenteren tatt vannprøve fra sediment-vannfasen. I tillegg så vandrer *Gonyostomum* ned til hypolimnion om natten for å ta opp fosfor (Rohrlack, 2020a). På dagen vandrer algen opp igjen til epilimnion for å drive fotosyntese. Dermed kan det hende at ammoniumet som har vært tilgjengelig allerede har blitt tatt opp av *Gonyostomum*.

Andre mulige forklaringer for hvordan *Gonyostomum* kan overleve uten DIN kan være algens tilpasning til miljøet. Under stressende forhold, som for eksempel mangel på lys, temperatur eller begrenset tilgang til næringsstoffer kan alger endre fysiologiske trekk for å overleve. Et eksempel på en slik tilpasning er produksjon av nitrogen-rike polymerer (Watzer & Forchhammer, 2018). Flere cyanobakterier produserer blant annet cyanophycin. Cyanophycin er en polyamino-syre som fungerer som en nitrogen- og/ eller karbonreserve. Produksjonen av cyanophycin finnes hos flere cyanobakterier og noen heterotrofe bakterier. Dette er en strategi algene bruker for å overleve under harde miljøforhold, spesielt ved lite algetilgjengelige næringsstoffer. En annen strategi algene har tilpasset seg når tilgangen til nitrogen er lav er dannelsen av heterocyster (Kumar et al., 2010). Heterocyster er spesialiserte celler som inneholder nitrogenase som trengs i dannelsen av ammonium (nitrogenfiksering) (Wetzel, 2001d). Denne produksjonen skjer vanligvis av bakterier hvor nitrogen (N_2) blir omdannet til ammonium (NH_4^+). Dersom det er mangel på nitrat eller ammonium kan produksjonen av heterocyster hos noen bakterier øke for å supplementere manglende DIN (Montoya et al., 2004).

Det er ikke funnet noen publikasjoner som ser på om *Gonyostomum* kan produsere heterocyster eller cyanophycin.

4.2 *Gonyostomum* og karbon

DOC er hovedkomponenten i DOM og brukes derfor som proxy for DOM (Wetzel, 2001f). Store deler av DOM i akvatiske systemer har alloktont opprinnelse og dette ser også ut til å gjelde for Brønnerødtjernet (Wetzel, 2001f). Forholdet mellom vannfarge og konsentrasjonen av DOC (Pt/DOC) tilsier at DOM i Brønnerødtjernet har terrestrisk opphav (Figur 7). DOC er en kilde til karbondioksid (CO₂) for alger og utgjør sammen med løst uorganisk karbon (DIC) de største kildene til karbon i akvatiske systemer (Prairie & Cole, 2009). Hverken DON eller DOP har direkte vekstpåvirkninger på *Gonyostomum* og det ser også ut til å gjelde DOC. Det var ingen signifikant sammenheng mellom DOC og biomasseproduksjonen til *Gonyostomum* (tabell 1). Konsentrasjonen til DOC endret seg lite gjennom sesongen og i vannsøylen (Figur 7 og vedlegg 4). Det kan se ut til at karbon ikke er en begrensende vekstfaktor for *Gonyostomum*.

Resultatene i denne studien støtter ikke tidligere publikasjoner som foreslår at DOC kan ha en direkte styrende faktor på veksten av *Gonyostomum* (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2014; Rengefors et al., 2008; Rengefors et al., 2012). Grunner til at denne studien ikke har fått lignende resultater som tidligere publikasjoner kan være at studien er en feltstudie, mens tidligere studier har vært laboratoriestudier. Dermed vil ikke naturens kompleksitet vises i resultatene og heller ikke algenes tilpasningsdyktighet til stressende miljøforhold. Noen av de tidligere publikasjonene er også basert på resultater fra metastudier.

Alger har utviklet mekanismer for å kunne overleve når tilgangen til nitrogen og fosfor er begrenset. Et eksempel på dette er miksotrofi (Jansson, 1998). Miksotrofiske alger kan utøve både autotrofe og heterotrofe prosesser, og er spesielt fordelaktig når algene ikke kan drive fotosyntese. Miksotrofi er spesielt utbredt blant gullalger og flagellater (Jones, 1998; Throndsen, 2018). Siden *Gonyostomum* er å finne i humøse innsjøer og er en flagellat er det gjennomført studier for å se om algen kan være miksotrofisk (Cronberg et al., 1988; Jiang & Heath, 1993; Rengefors et al., 2008). Det er gjort funn på at *Gonyostomum* kan utføre osmotrofi (Rengefors et al., 2008). Hvorvidt miksotrofi har en direkte påvirkning for biomasseveksten til *Gonyostomum* er usikkert. Det er ennå ikke funnet noen studier som viser at *Gonyostomum* faktisk beiter på alger eller bakterie.

4.3 Sulfat

Mengden sulfat (SO_4^{2-}) sank signifikant gjennom sesongen og korrelerte med pigmentet Heteroxanthin ($p < 0.05$). Det er ikke funnet publikasjoner som har observert korrelasjon mellom svovel og biomassevekst til *Gonyostomum*. Den signifikante sammenhengen mellom sulfat og biomasseveksten til *Gonyostomum* ser ut til å skyldes at Brønnerødtjernet er et dynamisk og komplekst system. Fra 22. juli til 5. august var det anoksiske forhold i hypolimnion (Figur 2b). I denne perioden ble det observert lukt av hydrogensulfid (H_2S) av vannprøvene som ble tatt på 3.5 meter. Ved mangel på oksygen kan bakterier bruke sulfat som energikilde i nedbrytningsprosesser av DOM (Wetzel, 2001c). Sulfat blir da redusert til hydrogensulfid som gir den karakteristiske lukten av rått egg og er giftig for akvatisk liv (vanLoon & Duffy, 2011a). Det var i denne perioden (22. juli til 5. august) det ble registrert høyest biomasse av *Gonyostomum*, men algen ble ikke observert fra 2.5 meter og nedover (Figur 6). Siden hydrogensulfid er giftig var det ikke levelige forhold for *Gonyostomum* på dette dypet. Endringen i konsentrasjonen av sulfat gjennom sesongen var fra ~ 3.8 mg/l før *Gonyostomum* hadde oppblomstring til ~ 3.0 mg/l etter *Gonyostomum* hadde oppblomstring (vedlegg 6). Det antas at korrelasjonen som er funnet i denne studien henger sammen med lavt oksygennivå, og ikke at sulfat har hatt en direkte vekstpåvirkning til *Gonyostomum*.

4.4 Temperatur og lys

Det er flere studier som vurderer vanntemperatur og lys som avgjørende vekstfaktor for *Gonyostomum* (Eloranta & Räsänen, 1995; Hagman et al., 2014; Rengefors et al., 2012; Rohrlack, 2020a). Figur 1, Figur 2a og Figur 3 som viser vanntemperatur og lysintensiteten gir et bilde på at Brønnerødtjernet er et dynamisk system. Gjennom sesongen har innsjøen blant annet hatt flere termiske sjiktninger.

I innsjøer med middels til høyt innhold av DOC (~ 11 -20 mg/l) er lys funnet som begrensende vekstfaktor for alger (Deininger et al., 2017). I Brønnerødtjernet ble konsentrasjonen av DOC målt til ~ 19 mg/l, men det ser ikke ut til at *Gonyostomum* er lysbegrenset i denne studien. *Gonyostomum* trives i innsjøer når lysintensiteten er mellom $75 - 95 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Eloranta & Räsänen, 1995). Allerede i mai var det nok lys for *Gonyostomum* til å drive fotosyntese (Figur 3).

Vanntemperatur *in situ* hadde en signifikant sammenheng med biomasseveksten av *Gonyostomum* ($p < 0.05$ *in situ*). *Gonyostomum* ble observert i Brønnerødtjernet fra 24. juni

og målte høyest biomasse den 5. august. Tidligere studier som har sett på temperatur og biomasseveksten av *Gonyostomum* har funnet algeoppblomstring mellom juli- august (Eloranta & Råike, 1995). Dermed har *Gonyostomum* hatt en litt tidligere oppblomstring i Brønnerødtjernet enn forventet. Dette henger nok sammen med det høye innholdet av DOM. Parallelt med biomassevekst av *Gonyostomum* økte også vanntemperaturen fra 24. juni og frem til 29. juli, fra 18°C til 29°C. Dette var den høyeste vanntemperaturen målt i Brønnerødtjernet (Figur 1). Målingen av den høye vanntemperaturen sammenfaller godt med målingene av lysintensiteten. Dagen før 29. april ble den sterkeste verdien til lysintensitet registret til $172\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Figur 3).

Gitt den høye temperaturen kan det tyde på at *Gonyostomum* har en høyere temperaturterskel enn det som har tidligere blitt foreslått av Rengefors et al. (2012). I den studien ble ikke *Gonyostomum* registrert når temperaturen oversteg 19°C. Et viktig moment i denne sammenligningen er at Rengefors et al. (2012) sin studie ble gjort i et laboratorium, og ikke i naturlige omgivelser hvor andre faktorer kan spille inn. Siden *Gonyostomum* vandrer i vannsøylen kan algen trekke ned til vannlag som er kaldere og dermed unngå de varmeste vannlagene. Samtidig ble algen observert i de øverste vannlagene 0.5 – 2.5 meter midt på dagen når solintensiteten var sterkest (Figur 6). På dypene 0.5 – 1.0 meter ble solintensiteten registrert opptil 4 ganger så mye sterkere enn lysintensiteten på 1.5 meter. Det høye innholdet av DOM kan dermed skjerme *Gonyostomum* for farlige UV-strålinger.

4.5 Vannforvaltning

Spredning av *Gonyostomum* til nye innsjøer skaper utfordring for vannforvaltningen (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Hagman et al., 2014). Algen produserer uvanlig store mengder med biomasse ved lavere fosforkonsentrasjoner enn andre alger (Cronberg et al., 1988; Hagman et al., 2014). Dette har ført til at algen har fått en høyere indikatorverdi ved klassifisering av miljøtilstanden i innsjøer (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018; Hagman et al., 2014). Selv om *Gonyostomum* ikke bruker DOM som kilde til næringsstoffer skaper DOM et miljø som algen ser ut til å dra fordel av. Flere studier foreslår at denne trenden også vil fortsette med fremtidens klimautfordringer (Cronberg et al., 1988; Hagman et al., 2014; Rengefors et al., 2012; Trigel et al., 2013). Høyere temperatur og økt nedbør samt intensivering av regnværsperioder vil øke utvaskingen av DOM ytterligere fra nedbørsfeltet til innsjøene

(IPCC, 2014). Dette gjør at *Gonyostomum* også kan bli å finne på høyere breddegrader samt høyere over havet (Lepistö et al., 1994). Rengefors et al. (2012) fant algen så langt nord som 64 grader nord.

Gonyostomum sin egenskap til å vandre i vannsøylen er nok den største konkurransefordelen sammenlignet med ikke-mobile fytoplanktonarter, og er også grunnen til at innsjøer med høyt innhold av DOM ofte har et mer flagellatdominert fytoplanktonsamfunn (Deininger et al., 2017). Flagellalger kan vandre ned til det mer næringsrike hypolimnion når epilimnion er uttømt for næringsstoffer og vandre opp til den eufotiske sonen for å kunne drive fotosyntese (Rohrlack & Haaland, 2019; Salonen & Rosenberg, 2000). Dette gjør at algene kan «optimalisere» forholdene til egen produksjon og samtidig unngå beiting fra zooplankton.

Denne studien støtter opp tidligere funn på at *Gonyostomum* dominerer i innsjøer algen befinner seg i (Rengefors et al., 2012; Rohrlack, 2020a; Salonen & Rosenberg, 2000; Trigal et al., 2013). Det ble funnet en signifikant sammenheng mellom pigmentet Heteroxanthin og klorofyll *a* ($p < 0.05$). I tillegg viste dybdeprofilene av pigmentet Heteroxanthin og klorofyll *a* overlapp (Figur 6 og Figur 8).

Selv om høyt innhold av DOM og økt vanntemperatur er drivkrefter for økning av biomassen til *Gonyostomum* kan ikke temperatur alene stå for utviklingen. Hvor algen henter næringsstoffer, spesielt nitrogen, må bli studert videre i søking etter hvorfor algen dominerer i Skandinaviske innsjøer. Dersom algen er begrenset av nitrogen vil tiltak som innebærer begrensning av nitrogen i nedbørsfeltet være det beste tiltaket mot oppblomstring av *Gonyostomum*. Rohrlack og Haaland (2019) foreslår at algen kan oppstå uten menneskelig aktivitet. Dersom algen henter næringsstoffer, spesielt ammonium, fra sedimentene vil det være interne prosesser i innsjøen som skaper grunnlaget for algevekst av *Gonyostomum*. Siden DOM skaper et miljø for *Gonyostomum* vil det beste tiltaket være å begrense utvasking av DOM fra nedbørsfeltet. Dette vil være spesielt hensiktsmessig for innsjøer som har alloktont DOM, slik som Brønnerødtjernet. Samtidig vil det være en utfordring å gjennomføre slike tiltak for skogsinnsjøer da de har et naturlig høyt innhold av DOM. For innsjøer som ligger i områder med påvirkning fra landbruk og kloakkavrenning vil begrensning av utvasking være et mer effektivt tiltak.

4.6 Usikkerhet ved denne studien

Muligheten for at denne studien ikke har plukket opp alle parametere som spiller inn er tilstede. Det dypeste punktet i Brønnerødtjernet var 4.2 meter, men vannprøvene ble tatt fra 3.5 meter. Ble vannhenteren senket lavere enn 3.5 meter traff den sedimentene. Dette kan forklare hvorfor studien ikke har plukket opp utlekking av ammonium og fosfat fra sedimentene. Gitt de anoksiske forholdene mellom 22. juli og 5. august var det forventet at det skulle bli observert økt konsentrasjon av i hvertfall fosfat (vedlegg 4). Dette gjelder også målingen av sulfat. I samme periode ble det observert hydrogensulfid fra vannprøvene på 3.5 meter, men det var ingen endring i konsentrasjonen til sulfat. Hydrogensulfid er en gass så den vil stige opp fra sedimentene.

5 Konklusjon

Denne studien har sett på muligheten for om algen *Gonyostomum* kan omsette eller ekstrahere næringsstoffer som er bundet til løst organisk materiale (DOM) i en dystrof innsjø. Den 24. juni ble *Gonyostomum* påvist i Brønnerødtjernet. Det var ingen signifikant sammenheng mellom veksten av *Gonyostomum* og konsentrasjonen til DON og DOP. Hypotesene kan dermed avkreftes.

Av øvrige parameterne var det ammonium, nitrat, sulfat og partikulært fosfor som hadde en signifikant sammenheng med biomasseveksten av *Gonyostomum*. Etter algens etablering i Brønnerødtjernet ble det ikke observert nitrat og ammoniumkonsentrasjonen lå på deteksjonsgrensen ut sesongen. Nitrogen kan dermed være en begrensende vekstfaktor for *Gonyostomum*. I tillegg har temperatur en vekstpåvirkning for når i sesongen algen etablerer seg i innsjøen.

Selv om DOM ikke er kilden til biomasseveksten av *Gonyostomum* skaper DOM et miljø som algen ser ut til å dra fordel av. Flere innsjøer vil få et høyere innhold av DOM som vil gi flere *Gonyostomum*-dominerte innsjøer i fremtiden. Fremtidens vannforvaltning vil ha utfordring med å forhindre at flere innsjøer blir dominert av algen. Denne studien har bidratt til å kartlegge *Gonyostomum* sine vekstfaktorer. For å forhindre ytterligere spredning av algen til nye innsjøer trengs det mer forskning på algen.

6 Referanser

- Arvola, L., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Tulonen, T., Vuorenmaa, J., Ruoho-Airola, T. & Tulonen, J. (2010). Long-term patterns in pH and colour in small acidic boreal lakes of varying hydrological and landscape settings. *Biogeochemistry*, 101 (1-3): 269-279. doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9473-y>.
- Bergström, A. K., Jansson, M., Drakare, S. & Blomqvist, P. (2003). Occurrence of mixotrophic flagellates in relation to bacterioplankton production, light regime and availability of inorganic nutrients in unproductive lakes with differing humic contents. *Freshwater Biology*, 48 (5): 868-877. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01061.x>.
- Bjørndalen, K. (1982). Gonyostomum semen - en ny problemalge? *Limnos* 2: 12-15.
- Bogard, M., Donald, D., Finlay, K. & Leavitt, P. (2012). Distribution and regulation of urea in lakes of central North America. *Freshwater Biology*, 57: 1277-1292. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02775.x>.
- Bronk, D. & Sipler, R. (2002). Chapter 4: Dynamics of Dissolved Organic Nitrogen. I: Hansel, D. A. & Carlson, C. A. (red.) b. Second edition *Biogeochemistry of Dissolved Organic Matter*: Elsevier.
- Bronk, D. A., See, J. H., Bradley, P. & Killberg, L. (2007). DON as a source of bioavailable nitrogen for phytoplankton. *Biogeosciences*, 4 (3): 283-296. doi: <https://doi.org/10.5194/bgd-3-1247-2006>.
- Carlsson, P., Segatto, A. Z. & Graneli, E. (1993). Nitrogen bound to humic matter of terrestrial origin-a nitrogen pool for coastal phytoplankton? *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 97 (2): 105-116. doi: <https://doi.org/10.3354/meps097105>.
- 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: <https://doi.org/10.1007/BF00044113>.
- Deininger, A., Faithfull, C. L. & Bergström, A. K. (2017). Phytoplankton response to whole lake inorganic N fertilization along a gradient in dissolved organic carbon. *Ecology*, 98 (4): 982-994. doi: <https://doi.org/10.1002/ecy.1758>.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. (2018). Klassifisering av miljötilstand i vann. Veileder 02: 2018.
- DNT. (u.å.). *Andre skøytemuligheter i Mossedistriktet*,. Tilgjengelig fra: <https://www.dntvansjo.no/andre-skoytemuligheter/> (lest 10.04.2019).
- Drakare, S., Blomqvist, P., Bergström, A. K. & Jansson, M. (2003). Relationships between picophytoplankton and environmental variables in lakes along a gradient of water colour and nutrient content. *Freshwater Biology*, 48 (4): 729-740. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01049.x>.
- Eloranta, P. & Räike, A. (1995). Light as a factor affecting the vertical distribution of Gonyostomum semen(Ehr.) Diesing(Raphidophyceae) in lakes. *Aqua Fennica (name change effective with 1996 issues)*, 25: 15-22.
- Findlay, D., Paterson, J., Hendzel, L. & Kling, H. (2005). Factors influencing Gonyostomum semen blooms in a small boreal reservoir lake. *Hydrobiologia*, 533 (1-3): 243-252. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-004-2962-z>.
- Hagman, C. H. C., Ballot, A., Hjermann, D. Ø., Skjelbred, B., Brettum, P. & Ptacnik, R. (2014). The occurrence and spread of Gonyostomum semen (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744 (1): 1-14. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2050-y>.

- Hagman, C. H. C., Skjelbred, B., Thrane, J.-E., Andersen, T. & de Wit, H. A. (2019). Growth responses of the nuisance algae *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) to DOC and associated alterations of light quality and quantity. *Aquatic Microbial Ecology*, 82 (3): 241-251. doi: <https://doi.org/10.3354/ame01894>.
- Hermann, A., Krienitz, L. & Koschel, R. (2001). Long-term phytoplankton changes in an artificially divided, top-down manipulated humic lake. *Hydrobiologia*, 448 (1-3): 83-96. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1017520501488>.
- Hongve, D., Bjørndalen, K. & Løvstad, Ø. (1988). *Gonyostomum semen* - a new nuisance to bathers in Norwegian lakes. *SIL Proceedings, International Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* 23 (1): 430-343,. doi: <https://doi.org/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: <https://doi.org/10.1007/s00027-004-0708-7>.
- Howarth, R. (2009). *Nitrogen*. Likens, G. (red.). Encyclopedia of Inland Waters: Elsevier.
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. I: [Field, C. B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, & P.R. Mastrandrea, a. L. L. W. e. (red.). Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jansson, M., Blomqvist, P., Jonsson, A. & Bergström, A. K. (1996). Nutrient limitation of bacterioplankton, autotrophic and mixotrophic phytoplankton, and heterotrophic nanoflagellates in Lake Örräsket. *Limnology and Oceanography*, 41 (7): 1552-1559. doi: <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.7.1552>.
- Jansson, M. (1998). Nutrient limitation and bacteria—phytoplankton interactions in humic lakes. I: Hessen, D. O. & Tranvik, L. (red.) *Aquatic Humic Substances*, s. 177-195. Berlin: Springer.
- Jansson, M., Bergström, A. K., Drakare, S. & Blomqvist, P. (2001). Nutrient limitation of bacterioplankton and phytoplankton in humic lakes in northern Sweden. *Freshwater Biology*, 46 (5): 653-666. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00703.x>.
- Jiang, P. & Heath, R. (1993). *Carbon source of the algae Gonyostomum semen in an acid bog lake*. Aquatic and wetlands ecology. Tilgjengelig fra: https://kb.osu.edu/bitstream/handle/1811/23550/V093N2_012.pdf?sequence=1.
- Jones, R. (1998). Phytoplankton, Primary Production and Nutrient Cycling. I: Hessen, D. & Tranvik, L. (red.) b. vol. 133 *Aquatic Humic Substances* Berlin: Springer.
- Karosienė, J., Kasperovičienė, J., Koreivienė, J., Savadova, K. & Vitonytė, I. (2016). Factors promoting persistence of the bloom-forming *Gonyostomum semen* in temperate lakes. *Limnologica*, 60: 51-58. doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.05.009>.
- Klug, J. L. (2005). Bacterial response to dissolved organic matter affects resource availability for algae. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 (Issue 2): 472-481. doi: <https://doi.org/10.1139/f04-229>.
- Kumar, K., Mella-Herrera, R. A. & Golden, J. W. (2010). Cyanobacterial heterocysts. *Cold Spring Harbor perspectives in biology*, 2 (4). doi: <https://doi.org/10.1101/cshperspect.a000315>.
- Lebret, K., Fernández, M., Hagman, C. H., Rengefors, K. & Hansson, L.-A. (2012). Grazing resistance allows bloom formation and may explain invasion success of

- Gonyostomum semen. *Limnology and Oceanography*, 57 (3): 727-734. doi: <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.3.0727>.
- Lebret, K., Östman, Ö., Langenheder, S., Drakare, S., Guillemette, F. & Lindström, E. S. (2018). High abundances of the nuisance raphidophyte *Gonyostomum semen* in brown water lakes are associated with high concentrations of iron. *Scientific reports*, 8 (1): 1-10. doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31892-7>.
- Lepistö, L., Antikainen, S. & Kivinen, J. (1994). The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes. *Hydrobiologia*, 273 (1): 1-8. doi: <https://doi.org/10.1007/bf00126764>.
- Lønborg, C., Davidson, K., Alvarez-Salgado, X. A. & Miller, A. (2009). Bioavailability and bacterial degradation rates of dissolved organic matter in a temperate coastal area during an annual cycle. *Marine Chemistry*, 113 (3): 219-226. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2009.02.003>.
- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., De Wit, H. A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jeffries, D. S. & Vuorenmaa, J. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450 (7169): 537-540. doi: <https://doi.org/10.1038/nature06316>.
- Montoya, J. P., Holl, C. M., Zehr, J. P., Hansen, A., Villareal, T. A. & Capone, D. G. (2004). High rates of N₂ fixation by unicellular diazotrophs in the oligotrophic Pacific Ocean. *Nature*, 430 (7003): 1027-1031. doi: <https://doi.org/10.1038/nature02824>.
- Moschonas, G., Gowen, R. J., Paterson, R. F., Mitchell, E., Stewart, B. M., McNeill, S., Glibert, P. M. & Davidson, K. (2017). Nitrogen dynamics and phytoplankton community structure: the role of organic nutrients. *Biogeochemistry*, 134 (1): 125-145. doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0351-8>.
- Mostofa, K., Liu, C.-Q., Mottaleb, A., Wan, G., Ogawa, H., Vione, D., Yoshioka, T. & Wu, F. (2013). Dissolved Organic Matter in Natural Waters. I: *Photobiogeochemistry of Organic Matter*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Perdue, E. M. (1998). Chemical Composition, Structure and Metal Binding Properties. I: Hessen, D. O. & Tranvik, L. (red.) b. vol. 133 *Aquatic Humic Substances*, s. 41-61. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Prairie, Y. & Cole, J. (2009). *Carbon, unifying currency*. Likens, G. (red.). Encyclopedia of Inland Waters.
- Pęczuła, W., Grabowska, M., Zieliński, P., Karpowicz, M. & Danilczyk, M. (2018). Vertical distribution of expansive, bloom-forming algae *Gonyostomum semen* vs. plankton community and water chemistry in four small humic lakes. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* (419): 28. doi: <https://doi.org/10.1051/kmae/2018017>.
- Rengefors, K., Pålsson, C., Hansson, L.-A. & Heiberg, L. (2008). Cell lysis of competitors and osmotrophy enhance growth of the bloom-forming alga *Gonyostomum semen*. *Aquatic Microbial Ecology*, 51 (1): 87-96. doi: <https://doi.org/10.3354/ame01176>.
- Rengefors, K., Weyhenmeyer, G. A. & Bloch, I. (2012). Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. *Harmful algae*, 18: 65-73. doi: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.04.005>.
- Riise, G., Müller, R., Haaland, S. L. & Weyhenmeyer, G. A. (2018). Acid rain-a strong external driver that has suppressed water colour variability between lakes. *Boreal environment research*, 23: 69-81.
- Rohrlack, T. & Haaland, S. (2019). Transport av næringsstoffer og humus til Lundebyvannet i Eidsberg kommune. *MINA fagrappport*, 55.

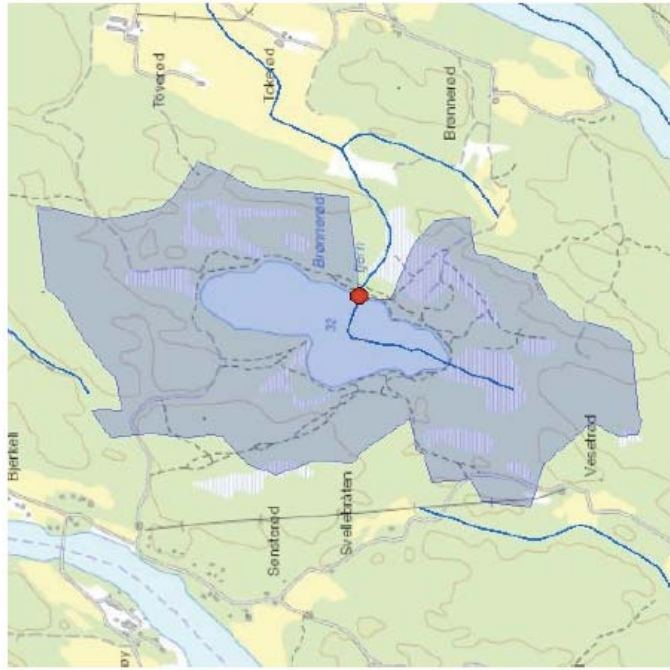
- Rohrlick, T. (2020a). The diel vertical migration of the nuisance alga *Gonyostomum semen* is controlled by temperature and by a circadian clock. *Limnologia*, 80: 125746. doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125746>.
- Rohrlick, T. (2020b). Hypolimnetic assimilation of ammonium by the nuisance alga *Gonyostomum semen*. *AIMS Microbiology*, 6 (2): 92-105. doi: <https://doi.org/10.3934/microbiol.2020006>.
- Salonen, K. & Rosenberg, M. (2000). Advantages from diel vertical migration can explain the dominance of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in a small, steeply-stratified humic lake. *Journal of Plankton Research*, 22 (Issue 10): 1841-1853. doi: <https://doi.org/10.1093/plankt/22.10.1841>.
- Seekell, D. A., Lapierre, J. F., Ask, J., Bergström, A. K., Deininger, A., Rodríguez, P. & Karlsson, J. (2015). The influence of dissolved organic carbon on primary production in northern lakes. *Limnology and Oceanography*, 60 (4): 1276-1285. doi: <https://doi.org/10.1002/lno.10096>.
- Small, G. E., Sterner, R. W. & Finlay, J. C. (2014). An ecological network analysis of nitrogen cycling in the Laurentian Great Lakes. *Ecological modelling*, 293: 150-160. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.02.001>.
- Throndsen, J. (2018). *Mikstotrofi*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/mikstotrofi> (lest 1. mai 2020).
- Trigal, C., Hallstan, S., Johansson, K. S. & 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>.
- vanLoon, G. W. & Duffy, S. (2011a). Chapter 15. Microbiological processes - the sulphur cycle. I: b. vol. 3 *Environmental chemistry*, s. 353-384. New York, USA: Oxford University Press.
- vanLoon, G. W. & Duffy, S. (2011b). Kap. 12: Organic matter in water. I: b. vol. 3 *Environmental chemistry*, s. 271-290. New York, USA: Oxford University Press.
- Vanndirektivet. (2000). *DIRECTIVE 2000/60/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*: Europeiske parlament (EU) og EUs direktiv.
- Vähätalo, A. V., Salonen, K., Münster, U., Järvinen, M. & Wetzel, R. (2003). Photochemical transformation of allochthonous organic matter provides bioavailable nutrients in a humic lake. I: b. vol. 156 *Archiv für Hydrobiologie*, s. 287-314.
- Watzer, B. & Forchhammer, K. (2018). Cyanophycin: A Nitrogen-Rich Reserve Polymer. *Cyanobacteria*: Side 85. doi: <https://doi.org/10.5772/intechopen.77049>.
- Wetzel, R. (2001a). Chapter 12. The Nitrogen Cycle. I: b. vol. 3 *Limnology*, s. 205-237. California, USA: Elsevier.
- Wetzel, R. (2001b). Chapter 13. The Phosphorus cycle. I: b. vol. 3 *Limnology*, s. 239-288. California, USA: Elsevier.
- Wetzel, R. (2001c). Chapter 14. Iron, Sulfur and Silica Cycles. I: b. vol. 3 *Limnology*, s. 289-330. California, USA: Elsevier.
- Wetzel, R. (2001d). Chapter 15. Planktonic Communities: Algae and Cyanobacteria. I: b. 3 *Limnology*, s. 331-394. California, USA: Elsevier.
- Wetzel, R. (2001e). Chapter 17: Bacterioplankton. I: b. vol. 3 *Limnologi*, s. 489-525. California, USA: Elsevier.
- Wetzel, R. (2001f). Chapter 23. Detritus: Organic carbon cycling and ecosystem metabolism. I: b. vol. 3 *Limnology*, s. 731-738. California: Elsevier.
- Wiegner, T. N., Seitzinger, S. P., Glibert, P. M. & Bronk, D. A. (2006). Bioavailability of dissolved organic nitrogen and carbon from nine rivers in the eastern United States.

- Aquatic Microbial Ecology*, 43 (3): s. 277-287. doi:
<https://doi.org/10.3354/ame043277>.
- Wright, A. & Reddy, K. (2009). *Dissolved Organic Matter in Wetlands*: University of Florida. Tilgjengelig fra: <https://edis.ifas.ufl.edu/pdf/SS/SS50700.pdf> (lest 08.05.20).
- Wright, S., Jeffrey, S., Mantoura, R., Llewellyn, C., Bjørnland, T., Repeta, D. & Welschmeyer, N. (1991). Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Marine ecology progress series*, 77: 183-196. doi: <https://doi.org/10.3354/meps077183>.

Vedlegg

Vedlegg 1.

Rapport over nedbørsfeltet til Brønnerødtjernet med feltparametere, vannføringsdata og klimadata. Rapporten er hentet fra nevina.nve.no



Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Lavvannskart		Feltparametere	
Vassdragssnr.:	003 B4	Areal (A)	1,8 km²
Kommune:	Våler	Effektiv sjø (S _{eff})	12,6 %
Fylke:	Østfold	Elvelengde (E _L)	0,8 km
Vassdrag:	Mossevassdraget	Elvegradient (E _G)	5,1 m/km
Vannføringsindeks, se merknader		Elvegradient ₁₀₈₅ (G ₁₀₈₅)	3,2 m/km
Middelvannføring (61-90)	15,0 l/(s*km²)	Feltlengde(F _L)	1,2 km
Alnmetelig lavvannføring	l/(s*km²)	H _{min}	32 moh.
5-persentil (hele året)	l/(s*km²)	H ₁₀	32 moh.
5-persentil (1/5-30/9)	l/(s*km²)	H ₂₀	33 moh.
5-persentil (1/10-30/4)	l/(s*km²)	H ₃₀	35 moh.
Base flow	0,0 l/(s*km²)	H ₄₀	36 moh.
BFI		H ₅₀	37 moh.
Klima		H ₆₀	38 moh.
Klimaregion		H ₇₀	39 moh.
Årsnedbør		H ₈₀	40 moh.
Sommernedbør		H ₉₀	44 moh.
Vinternedbør		H _{max}	61 moh.
Årstenperatur		Bre	0,0 %
Sommertemperatur		Dyrket mark	0,0 %
Vintertemperatur		Myr	11,1 %
Temperatur juli		Sjø	12,6 %
Temperatur august		Skog	76,1 %
		Snaufjell	0,0 %
		Urban	0,0 %

1) Verden er edliert

Vedlegg 2

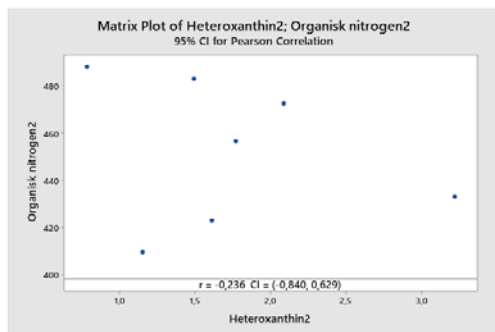
Resultatet fra regresjonsanalysen samlet i en tabell. Alle parameterne i studien ble tatt med i analysen.

Parameter	p-verdi	R ² (%)
Tot-P ufiltrert	0.041	20.38
Tot-P partikulært	0.025	35.47
Tot-P filtrert	0.514	3.41
Organisk fosfor	0.097	23.36
Løst P	0.998	0
Tot-N ufiltrert	0	73.11
Tot-N filtrert	0	76.9
Tot-N partikulært	0.625	2.05
Nitrat	0	87
Ammonium	0.001	62.29
Organisk nitrogen	0.567	3.48
DOC	0.294	10.92
Klorofyll <i>a</i>	0.004	54.22
Heteroxanthin	0.002	61.34
Diadinoxanthin	0.006	50.96
Alloxanthin	0.030	36.14
Fucoxanthin	0.096	22.93
Sulfat	0	89.51
Klor	0.165	14.62
Fluor	0.141	19.33

Vedlegg 3

Resultatet fra korrelasjonsanalysen hvor parameterne som hadde endring gjennom sesongen ($p < 0.05$) har blitt sammenlignet med biomassen av pigmentet Heteroxanthin.

Correlation: Organisk nitrogen mot perioden med Gonyostomum



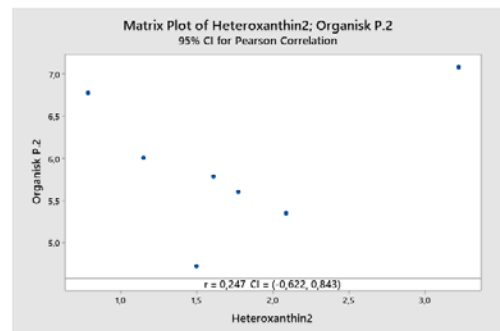
Method

Correlation type Pearson
Rows used 7

Correlations

	Heteroxanthin2
Organisk nitrogen2	-0,236

Correlation: Organisk fosfor mot perioden med Gonyostomum



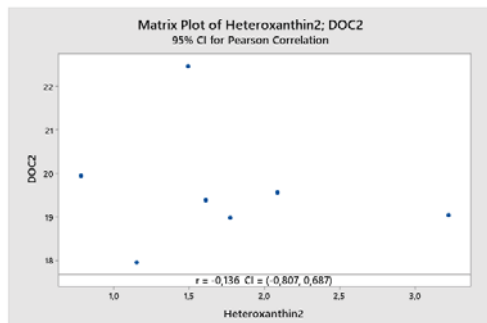
Method

Correlation type Pearson
Rows used 7

Correlations

	Heteroxanthin2
Organisk P.2	0,247

Correlation: Heteroxanthin2; DOC2



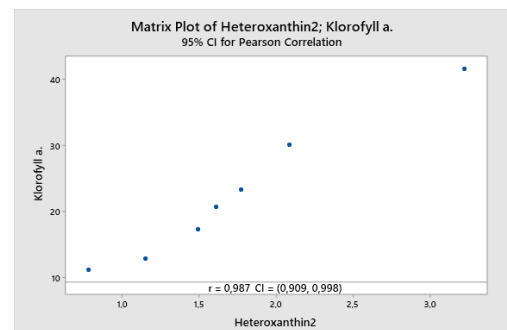
Method

Correlation type Pearson
Rows used 7

Correlations

	Heteroxanthin2
DOC2	-0,136

Correlation: Klorofyll a mot perioden med Gonyostomum



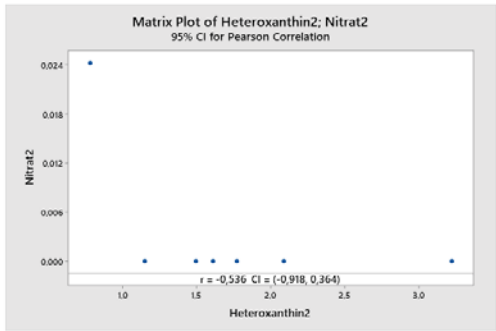
Method

Correlation type Pearson
Rows used 7

Correlations

	Heteroxanthin2
Klorofyll a.	0,987

Correlation: Nitrat mot perioden med Gonyostomum



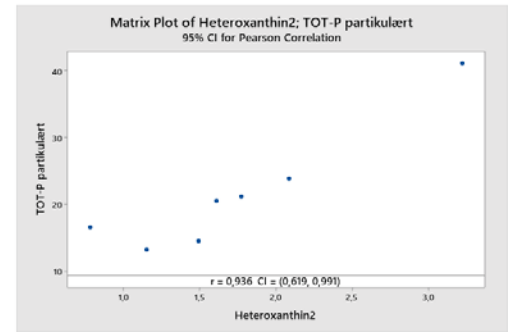
Method

Correlation type Pearson
Rows used 7

Correlations

	Heteroxanthin2
Nitrat2	-0.536

Correlation: Tot-P partikulært mot perioden med Gonyostomum



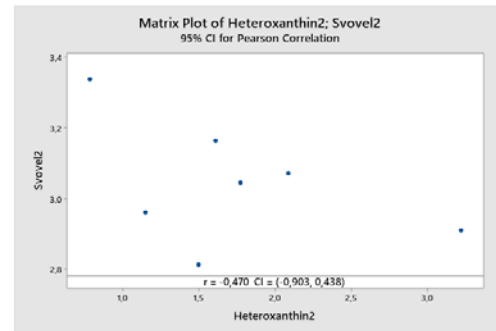
Method

Correlation type Pearson
Rows used 7

Correlations

	Heteroxanthin2
TOT-P partikulært	0.936

Correlation: Svovel mot perioden med Gonyostomum



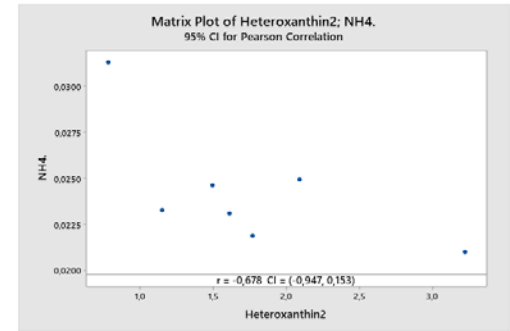
Method

Correlation type Pearson
Rows used 7

Correlations

	Heteroxanthin2
Svovel2	-0.470

Correlation: NH4 mot perioden med Gonyostomum



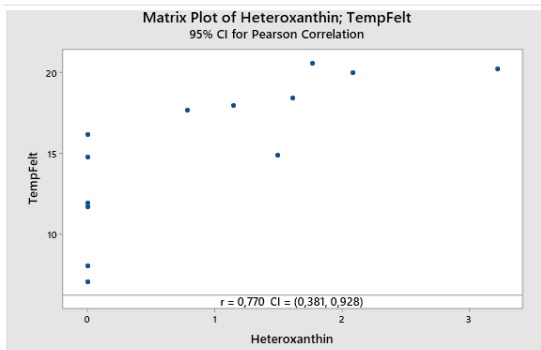
Method

Correlation type Pearson
Rows used 7

Correlations

	Heteroxanthin2
NH4	-0.678

Correlation: Heteroxanthin; TempFelt



Method

Correlation type Pearson
Rows used 13

Correlations

	Heteroxanthin
TempFelt	0.770

Vedlegg 4: Samletabell

Datasettet for Brønnerødtjernet i sesongen 2019.

Dato	Dybde	Prøve nummer	TOT-P ufiltrert	Tot-P partik.	Tot-P filtrert	Løst P	Org. P	TOT-N ufiltrert	Tot-N filtrert	Tot-N partik.	NH4+	NO3	Org. N
	meter		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/	mg/l	mg/l	mg/
Februar	0,5	-1	19,7	8,5	11,2	NA	NA	0,69	0,62	0,07	NA	NA	NA
Februar	1,5	-2	15,6	4,2	11,5	NA	NA	0,71	0,69	0,02	NA	NA	NA
Februar	2,5	-3	17,5	5,5	12,0	NA	NA	0,82	0,71	0,11	NA	NA	NA
Februar	3,5	-4	20,3	7,9	12,4	NA	NA	0,84	0,81	0,03	NA	NA	NA
8.4.	0,5	1	16,5	8,5	8,1	4,4	3,7	0,74	0,63	0,11	0,07	0,14	0,43
8.4.	1,5	2	15,2	9,8	5,4	2,8	2,7	0,70	0,60	0,11	0,05	0,14	0,41
8.4.	2,5	3	14,9	9,1	5,8	1,5	4,3	0,75	0,60	0,15	0,05	0,14	0,41
8.4.	3,5	4	16,7	10,6	6,0	3,4	2,7	0,72	0,59	0,14	0,05	0,14	0,40
15.4.	0,5	5	19,9	13,8	6,1	0,3	5,9	0,65	0,56	0,09	0,04	0,14	0,38
15.4.	1,5	6	14,0	7,3	6,7	2,3	4,5	0,65	0,63	0,02	0,05	0,14	0,45
15.4.	2,5	7	14,0	8,4	5,6	0,8	4,8	0,67	0,55	0,13	0,04	0,14	0,37
15.4.	3,5	8	14,5	8,3	6,2	0,7	5,5	0,71	0,57	0,15	0,04	0,14	0,39
29.4.	0,5	9	14,5	8,4	6,2	1,2	4,9	0,64	0,56	0,08	0,03	0,11	0,42
29.4.	1,5	10	14,0	7,6	6,4	1,0	5,3	0,61	0,53	0,08	0,03	0,11	0,39
29.4.	2,5	11	15,3	11,5	3,8	1,2	2,6	0,70	0,55	0,16	0,04	0,13	0,38
29.4.	3,5	12	17,0	12,8	4,2	1,7	2,6	0,75	0,61	0,14	0,06	0,13	0,42
13.5.	0,5	13	17,8	12,8	5,0	1,1	3,9	0,64	0,54	0,11	0,03	0,09	0,42
13.5.	1,5	14	18,4	13,1	5,3	1,9	3,3	0,64	0,55	0,09	0,03	0,09	0,43
13.5.	2,5	15	20,6	14,8	5,8	1,8	4,1	0,62	0,51	0,11	0,03	0,09	0,40
13.5.	3,5	16	16,6	11,9	4,7	1,3	3,4	0,63	0,51	0,12	0,03	0,10	0,39
27.5.	0,5	17	14,7	7,8	6,9	2,1	4,8	0,57	0,46	0,11	0,04	0,05	0,37
27.5.	1,5	18	25,1	18,1	7,0	1,5	5,4	0,59	0,49	0,09	0,04	0,05	0,40
27.5.	2,5	19	28,0	20,9	7,0	1,1	5,9	0,54	0,47	0,06	0,03	0,05	0,39
27.5.	3,5	20	36,1	29,9	6,2	1,8	4,4	0,68	0,53	0,16	0,08	0,07	0,38
6.6.	0,5	21	23,3	14,5	8,8	1,8	7,0	0,58	0,90	-0,33	0,03	0,04	0,84
6.6.	1,5	22	26,0	17,4	8,6	0,9	7,7	0,58	0,54	0,04	0,03	0,04	0,47
6.6.	2,5	23	24,8	15,8	9,1	1,8	7,3	0,69	0,45	0,24	0,03	0,04	0,38
6.6.	3,5	24	17,8	9,2	8,7	1,2	7,5	0,53	0,53	0,00	0,03	0,04	0,46

Dato	Dybde	Prøve nummer	TOT-P ufiltrert	TOT-P partik.	TOT-P filtrert	Løst P	Org. P	TOT-N ufiltrert	Tot-N filtrert	Tot-N partik.	NH4+	NO3	Org. N
	meter		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
24.6.	0,5	25	28,1	19,7	8,5	1,8	6,6	0,56	0,45	0,11	0,03	0,02	0,41
24.6.	1,5	26	26,9	18,8	8,0	1,9	6,1	0,64	0,45	0,19	0,03	0,02	0,40
24.6.	2,5	27	22,7	14,7	8,0	2,7	5,3	0,70	0,55	0,16	0,03	0,02	0,49
24.6.	3,5	28	24,2	13,2	11,0	1,9	9,1	0,57	0,50	0,06	0,04	0,03	0,43
8.7.	0,5	29	24,8	17,6	7,2	1,5	5,7	0,53	0,42	0,11	0,02	0,00	0,40
8.7.	1,5	30	27,7	20,7	7,0	1,6	5,4	0,55	0,42	0,13	0,02	0,00	0,40
8.7.	2,5	31	30,8	23,3	7,5	1,7	5,8	0,57	0,45	0,12	0,02	0,00	0,43
8.7.	3,5	32	27,5	20,3	7,1	0,8	6,4	0,54	0,40	0,14	0,02	0,00	0,38
22.7.	0,5	33	40,4	34,0	6,4	1,9	4,5	0,61	0,50	0,11	0,03	0,00	0,48
22.7.	1,5	34	30,8	23,3	7,4	2,0	5,5	0,54	0,48	0,05	0,03	0,00	0,46
22.7.	2,5	35	22,3	14,4	8,0	1,7	6,3	0,53	0,43	0,09	0,02	0,00	0,41
22.7.	3,5	36	30,8	23,7	7,1	2,0	5,1	0,50	0,47	0,03	0,02	0,00	0,45
31.7.	0,5	37	37,5	31,0	6,5	1,6	4,9	0,66	0,44	0,22	0,02	0,00	0,42
31.7.	1,5	38	32,4	25,9	6,5	1,9	4,6	0,63	0,47	0,16	0,02	0,00	0,45
31.7.	2,5	39	19,6	11,6	8,0	1,8	6,2	0,53	0,43	0,09	0,02	0,00	0,41
31.7.	3,5	40	23,9	16,4	7,5	0,7	6,8	0,49	0,48	0,01	0,03	0,00	0,46
5.8.	0,5	41	39,4	33,8	5,6	0,3	5,3	0,82	0,43	0,39	0,02	0,00	0,41
5.8.	1,5	42	94,3	86,9	7,4	0,9	6,5	0,75	0,43	0,32	0,02	0,00	0,41
5.8.	2,5	43	29,6	21,4	8,2	0,7	7,4	0,54	0,47	0,06	0,02	0,00	0,45
5.8.	3,5	44	32,3	22,4	10,0	0,8	9,1	0,53	0,40	0,13	0,02	0,00	0,38
19.8.	0,5	45	19,0	11,7	7,3	1,0	6,3	0,44	0,41	0,03	0,02	0,00	0,39
19.8.	1,5	46	20,4	13,9	6,5	0,8	5,7	0,48	0,39	0,09	0,02	0,00	0,37
19.8.	2,5	47	20,0	13,3	6,7	0,7	6,0	0,49	0,42	0,07	0,02	0,00	0,40
19.8.	3,5	48	20,7	13,9	6,8	0,8	6,0	0,53	0,42	0,11	0,02	0,00	0,40
9.9.	0,5	49	24,9	17,7	7,2	1,1	6,1	0,59	0,46	0,13	0,03	0,00	0,44
9.9.	1,5	50	21,9	14,8	7,1	8,1	-0,9	0,55	0,46	0,08	0,02	0,00	0,44
9.9.	2,5	51	21,4	11,5	9,9	1,8	8,1	0,51	0,51	0,00	0,02	0,00	0,49
9.9.	3,5	52	21,5	14,2	7,3	1,7	5,6	0,51	0,49	0,02	0,02	0,00	0,47

Dato	Dybde meter	Prøve nummer	Fluor mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	DOC mg/l	Klorofyll a µg/l	Fuco- xanthin µg/l	Hetero- xanthin areal/l mAu	Diadino- xanthin µg/l	Allo- xanthin µg/l
8.4.	0,5	1	0,08	9,51	3,62	20,14	1,44	0,28	0,00	0,00	0,00
8.4.	1,5	2	0,05	9,45	3,60	19,80	1,99	0,31	0,00	0,00	0,00
8.4.	2,5	3	0,05	9,49	3,63	19,87	1,99	0,37	0,00	0,00	0,00
8.4.	3,5	4	0,05	9,35	3,61	19,66	1,65	0,38	0,00	0,00	0,00
15.4.	0,5	5	0,05	9,53	3,70	19,42	2,51	0,44	0,00	0,00	0,00
15.4.	1,5	6	0,05	9,53	3,63	19,51	1,51	0,21	0,00	0,00	0,00
15.4.	2,5	7	0,06	9,54	3,63	19,62	1,09	0,22	0,00	0,00	0,00
15.4.	3,5	8	0,05	9,56	3,64	19,47	1,24	0,26	0,00	0,00	0,00
29.4.	0,5	9	0,06	10,17	3,70	18,65	3,86	0,58	0,00	0,00	0,00
29.4.	1,5	10	0,04	9,68	3,72	18,82	2,69	0,45	0,00	0,00	0,00
29.4.	2,5	11	0,05	9,74	3,72	18,77	1,46	0,32	0,00	0,00	0,00
29.4.	3,5	12	0,05	9,90	3,76	18,60	1,46	0,44	0,00	0,00	0,00
13.5.	0,5	13	0,05	9,87	3,68	17,96	5,30	0,63	0,00	0,21	0,00
13.5.	1,5	14	0,06	9,88	3,78	17,97	4,88	0,58	0,00	0,19	0,00
13.5.	2,5	15	0,05	9,86	3,73	17,96	3,48	0,49	0,00	0,18	0,00
13.5.	3,5	16	0,06	10,04	3,80	18,18	3,24	0,48	0,00	0,00	0,00
27.5.	0,5	17	0,06	9,61	3,51	17,85	7,09	0,37	0,00	0,48	0,00
27.5.	1,5	18	0,05	9,65	3,53	17,97	6,21	0,26	0,00	0,48	0,19
27.5.	2,5	19	0,04	9,60	3,52	17,17	3,15	0,19	0,00	0,25	0,00
27.5.	3,5	20	0,04	10,03	3,87	17,26	1,82	0,22	0,00	0,21	0,20
6.6.	0,5	21	0,05	9,78	3,66	17,62	5,99	0,25	0,00	0,45	0,00
6.6.	1,5	22	0,06	9,76	3,65	17,67	6,65	0,23	0,00	0,53	0,19
6.6.	2,5	23	0,05	9,81	3,63	17,68	5,35	0,22	0,00	0,40	0,00
6.6.	3,5	24	0,06	8,96	3,45	17,05	3,54	0,20	0,00	0,30	0,00

Dato	Dybde meter	Prøve nummer	Fluor mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	DOC mg/l	Klorofyll a µg/l	Fuco- xanthin µg/l	Hetero- xanthin areal/l mAu	Diadino- xanthin µg/l	Allo- xanthin µg/l
24.6.	0,5	25	0,05	9,1	3,4	19,19	10,99	0,45	0,79	1,24	0,41
24.6.	1,5	26	0,06	9,1	<0,08	19,68	22,25	0,17	1,53	2,74	0,82
24.6.	2,5	27	0,06	9,0	3,4	19,85	8,43	0,21	0,80	0,98	0,25
24.6.	3,5	28	0,06	9,0	3,3	21,08	3,00	0,18	0,00	0,34	0,00
8.7.	0,5	29	0,05	9,2	3,2	19,22	24,55	0,30	1,74	2,66	1,27
8.7.	1,5	30	0,05	9,2	3,2	19,32	21,46	0,31	1,55	2,47	1,14
8.7.	2,5	31	0,06	9,3	3,1	19,43	23,44	0,37	1,93	2,65	1,21
8.7.	3,5	32	0,05	9,3	3,2	19,56	13,38	0,32	1,22	1,51	0,78
22.7.	0,5	33	0,06	9,5	3,0	19,38	76,60	0,41	6,11	7,95	4,45
22.7.	1,5	34	0,06	10	3,0	19,53	25,87	0,26	2,24	2,75	1,82
22.7.	2,5	35	0,06	10	3,0	19,32	12,64	0,25	0,00	1,08	0,73
22.7.	3,5	36	0,06	10	3,3	19,98	5,25	0,00	0,00	0,00	0,00
31.7.	0,5	37	0,07	9,7	2,9	19,00	45,71	0,16	3,66	5,03	2,85
31.7.	1,5	38	0,07	9,7	2,8	19,25	43,06	0,17	3,42	4,65	2,74
31.7.	2,5	39	0,07	9,6	3,3	18,65	2,30	0,00	0,00	0,22	0,30
31.7.	3,5	40	0,07	9,8	3,2	19,00	2,21	0,00	0,00	0,00	0,00
5.8.	0,5	41	0,07	9,9	2,9	19,37	76,21	0,00	6,16	9,26	5,20
5.8.	1,5	42	0,07	9,9	2,9	19,23	76,98	0,23	6,12	8,87	5,27
5.8.	2,5	43	0,07	9,9	3,1	19,43	9,21	0,00	0,00	0,89	0,76
5.8.	3,5	44	0,07	9,9	2,8	18,15	4,26	0,00	0,61	0,35	0,28
19.8.	0,5	45	0,05	9,5	3,0	17,94	13,72	0,38	1,54	1,17	0,46
19.8.	1,5	46	0,05	9,5	2,9	17,97	14,06	0,35	1,12	1,19	0,46
19.8.	2,5	47	0,06	9,5	3,0	17,89	13,10	0,40	1,11	1,18	0,52
19.8.	3,5	48	0,05	9,5	2,9	18,01	10,69	0,32	0,82	0,84	0,38
9.9.	0,5	49	0,06	8,8	2,8	22,50	19,29	0,28	1,65	1,92	0,49
9.9.	1,5	50	0,05	8,7	2,8	22,44	17,02	0,24	1,46	1,68	0,39
9.9.	2,5	51	0,06	8,7	2,8	22,32	18,12	0,28	1,59	1,86	0,58
9.9.	3,5	52	0,05	8,7	2,8	22,64	14,78	0,24	1,27	1,40	0,42

Vedlegg 5: Samletabell feltparamatere

Samletabell over parametere som er målt *in situ*

Dato	Dybde meter	Prøve nummer	Temperatur °C	Konduktivitet mS/cm	O2 mg/l	O2- metning %	pH	Fargetall 410nm ABS
8.4.	0,5	1	7,9	59	10,2	85,9	5,7	152
8.4.	1,5	2	7,3	60,3	10,1	83,8	5,6	151
8.4.	2,5	3	9	59,4	10	86,7	5,6	153
8.4.	3,5	4	8	60,6	9,97	84,2	5,7	151
15.4.	0,5	5	7,8	60	10,8	90,7	6,1	144
15.4.	1,5	6	7,3	59,5	10,7	88,8	5,6	144
15.4.	2,5	7	6,7	59,3	10,4	85,3	5,9	145
15.4.	3,5	8	6,4	59,3	10,2	82,9	6	143
29.4.	0,5	9	14,5	60,4	10,27	100,7	6,1	129
29.4.	1,5	10	14,2	59,1	10,19	99,1	6	129
29.4.	2,5	11	10,5	60,2	8,86	79,4	6	136
29.4.	3,5	12	7,9	61,5	5,48	46,2	5,7	138
13.5.	0,5	13	12,5	60,5	10,5	97,5	6,6	127
13.5.	1,5	14	12	50,2	10,42	96,5	6,4	130
13.5.	2,5	15	11,8	60,2	10	92	6,5	130
13.5.	3,5	16	11,5	59,9	9,9	91	6,4	130
27.5.	0,5	17	15,9	60	8,85	89,5	6,4	133
27.5.	1,5	18	15,8	58,9	8,74	88,1	6,4	134
27.5.	2,5	19	15,4	59,5	7,81	78	6,5	134
27.5.	3,5	20	12,4	62,7	3,09	29	6,1	136
6.6.	0,5	21	16,8	59,2	9,07	93,3	6,2	133
6.6.	1,5	22	16,5	59,4	9,06	92,7	6,5	134
6.6.	2,5	23	16,4	59,4	9,01	92,1	7	129
6.6.	3,5	24	15,1	59,4	7,13	70,8	7,2	134

Dato	Dybde meter	Prøve nummer	Temperatur mg/l	Konduktivitet mS/cm	O2 mg/l	O2- metning mg/l	pH	Fargetall 410nm
24.6.	0,5	25	18,5	56,4	9,09	97	6	159
24.6.	1,5	26	18,1	55,8	8,85	93,7	6	158
24.6.	2,5	27	17,8	55,9	7,91	83,2	5,9	161
24.6.	3,5	28	16,4	58,6	5,07	51,9	5,7	176
8.7.	0,5	29	18,7	57	8,51	91,2	6	151
8.7.	1,5	30	18,5	56	8,44	90	6	149
8.7.	2,5	31	18,4	57	8,41	89,5	6	152
8.7.	3,5	32	18,2	57	8,16	86,5	6	152
22.7.	0,5	33	20,7	59	8,38	93,3	6,1	130
22.7.	1,5	34	20,4	58	7,9	87,6	6	137
22.7.	2,5	35	20,2	58	7,01	77,4	6,2	137
22.7.	3,5	36	18,6	63	0,8	1,9	5,8	154
31.7.	0,5	37	21,9	60	8,29	94,7	6,2	127
31.7.	1,5	38	21,9	58	8,06	92	6,3	131
31.7.	2,5	39	20,2	60	2,56	27	5,8	137
31.7.	3,5	40	18,7	65	0,15	2,2	5,8	155
5.8.	0,5	41	21,1	60	7,47	84	6,1	127
5.8.	1,5	42	21,1	59	7,18	80,2	6,1	132
5.8.	2,5	43	20,2	63	0,82	9,2	5,9	147
5.8.	3,5	44	18,5	77	0,15	1,6	6	206
19.8.	0,5	45	18,2	59,5	8,26	87,5	6,1	125
19.8.	1,5	46	18	58,7	8,2	86,8	6,1	127
19.8.	2,5	47	18	58,3	8,11	85,7	6,1	127
19.8.	3,5	48	17,9	58,6	7,97	84,1	6,1	128
9.9.	0,5	49	15	56	8,73	86,6	5,7	159
9.9.	1,5	50	15	54	8,68	86,1	5,7	160
9.9.	2,5	51	14,9	54	8,66	85,7	5,7	160
9.9.	3,5	52	14,7	54	8,47	83,2	5,6	164

Vedlegg 6

Samletabell for parametrene hvor gjennomsnittskonsentrasjonen er brukt for å fremstille figurer.

Dato	TOT-P uffiltrert µg/l	TOT-P partik. µg/l	TOT-P filtrert µg/l	Løst P µg/l	Org. P µg/l	TOT-N uffiltrert mg/l	TOT-N filtrert mg/l	TOT-N partik. mg/l	Org. N mg/l	NH4+ mg/l	NO3 mg/l
Februar	18,3	6,5	11,8	NA	NA	0,77	0,71	0,06	NA	NA	NA
8.4.	15,8	9,5	6,3	3,0	3,3	0,73	0,60	0,12	0,41	0,05	0,14
15.4.	15,6	9,4	6,2	1,0	5,2	0,67	0,57	0,10	0,40	0,04	0,14
29.4.	15,2	10,1	5,1	1,3	3,8	0,67	0,56	0,12	0,40	0,04	0,12
13.5.	18,4	13,2	5,2	1,5	3,7	0,63	0,53	0,11	0,41	0,03	0,09
27.5.	26,0	19,2	6,8	1,6	5,2	0,59	0,49	0,11	0,38	0,05	0,05
6.6.	23,0	14,2	8,8	1,4	7,4	0,59	0,60	-0,01	0,54	0,03	0,04
24.6.	25,5	16,6	8,9	2,1	6,8	0,62	0,49	0,13	0,43	0,03	0,02
8.7.	27,7	20,5	7,2	1,4	5,8	0,54	0,42	0,12	0,40	0,02	0,00
22.7.	31,1	23,9	7,2	1,9	5,3	0,54	0,47	0,07	0,45	0,02	0,00
31.7.	28,3	21,2	7,1	1,5	5,6	0,58	0,46	0,12	0,43	0,02	0,00
5.8.	48,9	41,1	7,8	0,7	7,1	0,66	0,43	0,22	0,41	0,02	0,00
19.8.	20,0	13,2	6,8	0,8	6,0	0,49	0,41	0,08	0,39	0,02	0,00
9.9.	22,5	14,6	7,9	3,2	4,7	0,54	0,48	0,06	0,46	0,02	0,00

Dato	DOC mg/l	Klorofyll a µg/l	Fucoxanthin µg/l	Heteroxanthin areal/l mAu	Diadinoxanthin µg/l	Alloxanthin µg/l	Fluor mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l
Februar	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
8.4.	19,87	1,77	0,34	0,00	0,00	0,00	0,06	9,45	3,61
15.4.	19,51	1,59	0,28	0,00	0,00	0,00	0,05	9,54	3,65
29.4.	18,71	2,37	0,45	0,00	0,00	0,00	0,05	9,87	3,72
13.5.	18,02	4,23	0,55	0,00	0,15	0,00	0,05	9,91	3,75
27.5.	17,56	4,57	0,26	0,00	0,36	0,10	0,05	9,72	3,61
6.6.	17,51	5,38	0,23	0,00	0,42	0,05	0,05	9,58	3,60
24.6.	19,95	11,17	0,25	0,78	1,33	0,37	0,06	9,05	3,34
8.7.	19,38	20,71	0,33	1,61	2,32	1,10	0,05	9,25	3,16
22.7.	19,55	30,09	0,23	2,09	2,95	1,75	0,06	9,59	3,07
31.7.	18,98	23,32	0,08	1,77	2,48	1,47	0,07	9,69	3,05
5.8.	19,05	41,67	0,06	3,22	4,84	2,88	0,07	9,91	2,91
19.8.	17,95	12,89	0,36	1,15	1,10	0,46	0,05	9,51	2,96
9.9.	22,48	17,30	0,26	1,49	1,72	0,47	0,05	8,74	2,81



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway