



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Zooplanktonsammensetning i en innsjø dominert av *Gonyostomum* semen

Species composition of zooplankton in a lake
dominated by *Gonyostomum semen*

Mathias Kværnmo Jerpseth

Master i Miljø og naturressurser, Limnologi og vannressurser

Forord

Denne masteroppgaven ble skrevet av Mathias K. Jerpseth ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA). Oppgaven har tatt for seg artssammensetningen av zooplankton i vann med få spiselige fytoplankton. Det har vært en glede å få studere sin egen hobby og interesse i fem år ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Årene i Ås har gitt meg uvurderlige minner og et nettverk for resten av livet. Jeg kommer til å fortsette å høste kunnskap innenfor ferskvannsekologi basert på alt jeg har lært fra professorer, doktorgradsstipendiater, teknikere og medstudenter. Med det vil jeg takke mine to studieveiledere Thomas Rohrlack og Gunnhild Riise. Dere har gitt meg gode tilbakemeldinger, og ledet meg til et sluttprodukt av oppgaven jeg er fornøyd med. Videre fortjener Pia Frostad og Camilla Hagman stor takk for hjelpen i felt og på laboratoriet, samt gode diskusjoner og data på Brønnerødtjern. Til slutt vil jeg takke Ina Storrønning for et godt samarbeid med mange gode diskusjoner. Siste året i Ås ville ikke vært det samme uten deg!

Sammendrag

Gonyostomum semen er en encellet nåleflagellat, og oppleves som invasiv i Norge.

Utbredelsen har økt de siste tiårene, spesielt i humøse innsjøer. *G. semen* har egenskapen til å migrere ned til hypolimnion for å ta opp næringsstoffer, og opp til eufotisk sone for å drive fotosyntese. Noen få arter av zooplankton, som *Daphnia magna* og *Eudiaptomus gracilis*, har vist å innta *G. semen* under laboratorieforsøk, men beitepress fra zooplankton har ikke vist å forhindre oppblomstringer av algen i sitt naturlige miljø. Der algen danner oppblomstringer blir det færre spiselige fytoplankton-arter, hvilket gir et begrenset næringsgrunnlag for zooplankton. Dette har tidligere vist å selektere mindre, bakteriespisende cladocera som *Ceriodaphnia quadrangula* og *Bosmina longispina*. *Chaoborus flavicans*, en predatorisk svevemygg-larve, fremstår også som vanlig i *G. semen*-vann.

I dette studiet ble *G. semen* og artssammensetningen av zooplankton overvåket gjennom sesongen 2019. Prøvetakinger ble gjort hver andre uke i vannet Brønnerødtjern i Sørøst-Norge. Vannet er lite og grunt med svært høye DOC-verdier. Det ble funnet *C. quadrangula*, *B. longispina*, *C. flavicans*, *Leptodora kindtii*, nauplius, calanoide og cyclopoide copepoder. Det ble ikke funnet noen arter av *Daphnia*, men sannsynligheten for at *Daphnia* har vært i Brønnerødtjern tidligere er stor. Zooplankton-sammensetningen antas derfor å ha vært gjennom et skifte, hvor dagens sammensetning domineres av mindre og bakteriespisende arter. Da *G. semen* ble påvist i vannet ble veksten hos alle registrerte zooplankton redusert, utenom hos nauplius. Bestanden av *C. quadrangula* steg igjen da *G. semen*-oppblomstringen kollapset, hvilket foreslår at en begrenset del av næringsstoffene fra algen kan bli anvendt av enkelte zooplankton-arter, som *C. quadrangula*. *C. quadrangula* benytter trolig næringsstoffene fra *G. semen* indirekte via bakteriene og organismene i den mikrobielle loopen, som livnærer seg av å bryte ned *G. semen* når algen dør. Reduksjonen i veksten til zooplanktonet registrert i dette studiet indikerer at *G. semen* er en blindvei i næringsnett for høyere trofiske nivåer.

Abstract

Gonyostomum semen is a unicellular Raphidophyte which is considered invasive in Norway. The geographical spread of the algae has increased the last decades, especially in humic lakes. *G. semen* has the ability to migrate down to the hypolimnion where it utilizes the abundance of nutrients, and up to the euphotic zone for photosynthesis. A few species of zooplankton, like *Daphnia magna* and *Eudiaptomus gracilis*, have shown to ingest *G. semen* during laboratory experiments, but there are no known observations of grazing preventing blooms in the algae's natural habitat. During *G. semen* blooms there are fewer edible phytoplankton species, which limits the variety of food for zooplankton in general. This has earlier shown a selection towards smaller, bacterivorous cladocera like *Ceriodaphnia quadrangula* and *Bosmina longispina*. The predatory phantom midge larva *Chaoborus flavicans* also appears as common in *G. semen* lakes.

In this study *G. semen* and zooplankton species composition were monitored throughout the growth season of 2019. Samples were taken every other week in the water Brønnerødtjern south-east in Norway. The water is relatively small and shallow with very high concentrations of DOC. The zooplankton composition consisted of *C. quadrangula*, *B. longispina*, *C. flavicans*, *Leptodora kindtii*, nauplius, calanoid and cyclopoid copepods. No *Daphnia* was registered, but its very likely that *Daphnia* was present in earlier years. The composition of zooplankton has therefore presumably been through a shift, where today's composition consists of small, bacterivorous species. When *G. semen* was detected later in the growing season the growth of all the registered zooplankton decreased, except of nauplius. The population of *C. quadrangula* later increased when the *G. semen*-bloom collapsed, which creates the notion that *G. semen* indirectly supports growth of some zooplankton species, like *C. quadrangula*. The nutrients from *G. semen* probably reaches *C. quadrangula* through bacteria and the microorganisms in the microbial loop, which increase in biomass when the algae die. The reduction in zooplankton biomass production in this study indicates that *G. semen* is a dead end for higher trophic levels in the food web where the algae occurs.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	1
2	Metode.....	4
2.2	Feltarbeid.....	5
2.3	Laboratoriarbeid	6
2.3.1	Lys og temperatur.....	6
2.3.2	Farge.....	7
2.3.3	DOC.....	7
2.3.4	Næringsstoffer	7
2.3.5	Pigmentanalyse.....	8
2.3.6	Zooplankton.....	8
2.4	Statistiske analyser	9
3	Resultater.....	10
3.1	Miljøforhold	10
3.2	<i>Gonyostomum</i>	12
3.3	Zooplankton.....	12
3.4	Analyser.....	14
4	Diskusjon.....	15
4.1	Miljøforhold	15
4.2	<i>Gonyostomum</i>	16
4.3	Zooplankton.....	17
4.3.1	<i>Daphnia</i>	17
4.3.2	<i>Ceriodaphnia</i>	18
4.3.3	<i>Bosmina</i>	20
4.3.4	Copepoder	20
4.3.5	<i>Chaoborus</i>	22
4.3.6	<i>Leptodora</i>	23
4.4	Lavere trofiske nivåer.....	23
4.5	Oppsummerende vurdering	24
5	Konklusjon	27
	Referanser.....	28

Referanser

Vedlegg

1 Innledning

Oppblomstringer av alger og cyanobakterier har de siste tiårene økt i omfang (Korneva, 2014). De kan utgjøre en trussel for andre arter, ved å eksempelvis produsere toksiner eller ved å skygge for andre primærprodusenter (Anderson et al., 2002). Hemmende strategier som disse kan lede til dominans av en eller noen få arter av alger, hvilket igjen kan reduserer økosystems stabilitet (Ptacnik et al., 2008). Økningen i oppblomstringer er foreslått å være et resultat av eutrofiering og klimaendringer (O'Neil et al., 2012), hvilket kan forventes å øke enda mer i fremtiden med dagens klimascenarier (IPCC, 2014).

Det er estimert at dersom mengden nedbør skulle øke med 10 % vil mobiliseringen av organisk karbon (OC) til ferskvannskilder øke med minst 30 % (de Wit et al., 2016). Mesteparten av total organisk karbon (TOC) består av oppløst organisk karbon (DOC), $95\% \pm 5$, i boreale vann i Sverige (von Wachenfeldt & Tranvik, 2008). Majoriteten av DOC har alloktont opphav. DOC farger vann brunt og absorberer sollys, hvilket kan skape en lysbegrensing for primærprodusenter i den eufotiske sonen (Thrane et al., 2014). Seekell et al. (2015) estimerte at en økning av DOC i boreale soner i Sør-Sverige kunne føre til en 8,7 % reduksjon i primærproduksjon per tiår. I vann med økt DOC er det observert en økt produksjon av bakteriebiomasse (Eiler et al., 2003), og en endring mot fyttoplankton-arter med flageller, hvilket muliggjør aktiv migrering mot eufotisk sone og hypolimnion (Deininger et al., 2017; Faithfull et al., 2015).

Gonyostomum semen, heretter kalt *G. semen*, er en encellet nåleflagellat med økt utbredelse i Skandinavia og den nordlige delen av Europa (Hagman et al., 2015; Lepistö et al., 1994; Trigal et al., 2013). Algen har evnen til å migrere vertikalt i vannsøylen, hvilket gir den en rekke fordeler. Om morgenen forflytter algen seg mot eufotisk sone for å drive fotosyntese (P. Eloranta, 1995; Salonen & Rosenberg, 2000). På kvelden migrerer den ned til næringsrik hypolimnion, hvor Rohrlack (2020a) fant at *G. semen* tar opp ammonium. Migreringen er også foreslått som en anti-beite-mekanisme mot zooplankton, en stor konsument av fyttoplankton (Calbet & Landry, 2004), som også migrer vertikalt, men på et annet tidspunkt enn algen (Cronberg et al., 1988). *G. semens* migrering er avhengig av en stabil temperatursjiktning, da sirkulerende vann kan vanskeliggjøre bevegelsen til algen (P. Eloranta, 1995). En økt konsentrasjon av DOC forsterker sjiktningen, da solinnstråling lagres som varme i de øverste vannlag, mens bunnvannet holdes kjølig. I Lundebyvannet, en grunn, boreal innsjø med høy konsentrasjon av organisk materiale, fant Rohrlack (2019) en stabil

sjiktning ved rundt 2 °C forskjell mellom topp- og bunnvann. En konsekvens av temperatursjiktning er utlekking av fosfor fra sedimentene (Wetzel, 2001), hvilket vil være fordelaktig for algen, dersom fosforet tas opp. *G. semen* har dermed vist en adaptasjon til et skandinavisk klima i endring med økende temperatur, nedbør og utvasking av organisk materiale, som er foreslåtte drivere for utbredelsen (Pęczuła et al., 2013; Rengefors et al., 2012; Trigal et al., 2013).

G. semen har flere egenskaper som gjør den til en konkurransesterk art. Cellen er relativt stor, 50 – 100 µm, hvilket trolig hindrer beiting fra mindre, filtrerende zooplankton (Lebret et al., 2012). I cellen finnes trichocyster som skyter ut få slimtråder ved svak fysisk stimuli (Cronberg et al., 1988). Ved sterk fysisk stimuli eksploderer alle trichocystene, og etterlater algen som en slimete masse. Slimtrådene fra *G. semen* har vist å tette filtre og å være til bry for badere. Trichocyster har også blitt funnet hos *Fibrocapsa japonica*, en annen nåleflagellat, hvor egenskapen ga økt overlevelse mot beiting (Urban & Marcus, 2002). Andre studier har dermed foreslått at *G. semen* bruker trichocystene som en antbeite-mekanisme mot zooplankton (Cronberg et al., 1988; Ukeles & Sweeney, 1969). Forslaget fikk støtte i beiteforsøk på *G. semen* gjennomført av Bjørnerås (2014), hvor færre trichocyster gjorde inntak hos *Eudiaptomus gracilis* av *G. semen* raskere.

Mange av studiene gjort på *G. semen* er basert på månedlige eller sjeldnere prøvetakinger, hvor algebiomasse har blitt målt (Johansson et al., 2013a; Pęczuła et al., 2018; Trigal et al., 2013). En nyere studie har vist at algen kan ha flere, kortvarige oppblomstringer med varighet på rundt 3-4 dager i én sesong (Rohrlack, 2020b). Dette betyr at *G. semen* kan ha hatt flere oppblomstringer som ikke har blitt registrert i tidligere studier grunnet få prøvetakinger. Det er registrert oppblomstringer hvor algen utgjør > 95% av fytoplankton-biomasse (Cronberg et al., 1988; Pęczuła et al., 2017). Under slike oppblomstring kan *G. semen* skape lysbegrensning for andre primærprodusenter i en slik grad at diversiteten i fytoplankton-samfunnet reduseres kraftig (Johansson et al., 2013a).

Til tross for at *G. semen* inneholder næringsrik omega-3 (ω 3-PUFA) (Gutseit et al., 2007), klarer de færreste zooplankton å utnytte algen som næringskilde, hvilket kan gi konsekvenser for resten av økosystemet. Johansson et al. (2013b) fant at zooplankton-sammensetningen i vann med *G. semen*-oppblomstringer var dominert av små, bakteriespisende cladocera (vannlopper). Det ble derfor foreslått at føde som bakterier blir viktigere, hvilket senere ble observert av Johansson et al. (2016), hvor fettsyrer fra bakterier spist av zooplankton økte

langs en gradient av *G. semen*. Den bakteriespisende arten *Ceriodaphnia quadrangula* er en slik art, observert gjentatte ganger under *G. semen*-oppblomstringer (Johansson et al., 2013a; Johansson et al., 2013b; Johansson et al., 2016; Pęczuła et al., 2014; Pęczuła et al., 2018).

Det finnes få studier på zooplanktons evne til å beite på *G. semen*, og resultatene mellom studiene er noe motstridende. Johansson et al. (2013b) fant at copepoden (hoppekreps) *E. gracilis* er i stand til å beite på algen, mens Lebret et al. (2012) fant ingen signifikant reduksjon av *G. semen* under beiteforsøk med samme arten. Andre zooplankton som har vist å beite på algen er *Asplanchna priodonta* (Bjørnerås, 2014; Cronberg et al., 1988), *Holopedium gibberum* (gelekreps) (Johansson et al., 2013b) og *Daphnia magna* (Lebret et al., 2012; Pęczuła et al., 2017). Til tross for at enkelte arter har vist å beite på *G. semen* i laboratorieforsøk opptrer de sjeldent i vann med algen (Lebret et al., 2012).

To blant de mest vanlige zooplankton-gruppene i ferskvann er hoppekreps og cladocera. De to gruppene fungerer vanligvis som leddet som fører energien og næringsstoffene fra primærprodusentene videre til større konsumenter, eksempelvis fisk. Det er store forskjeller i biologien mellom hoppekreps og cladocera, men også innad i disse gruppene. Copepoder, som *E. gracilis*, har et selektivt næringssøk som innebærer at copepodene selv oppsøker byttet de spiser. Copepodene følger, i varierende grad avhengig av art, optimal furasjeringsstrategi, hvor optimalt føde kan velges ut, og lavere kvalitet føde velges bort (DeMott, 1988). De fleste artene reproduseres seksuelt, hvor nye individer klekkes fra egg. De nye individene blir til nauplii, larvestadiet av copepoder, som ikke ligner imago copepoder. Nauplii må myte seks ganger før de ligner voksne copepoder, hvor de igjen myter opptil seks ganger før de har nådd siste stadiet av livssyklusen. Først da legger hunnene egg (Harding et al., 1951). Fra eggene klekkes til de selv kan legge egg kan ta 1-5 uker, og videre kan de leve opp til flere måneder. Til tross for at nauplii spiser mye av det samme som voksne copepoder, er mortaliteten størst i larvestadiet (Thorp & Rogers, 2011). Nauplii sulter forttere enn voksne (Williamson et al., 1985), samtidig som de inngår i dietten til andre zooplankton samt voksne copepoder (van den Bosch & Santer, 1993).

De fleste cladocera har et ikke-selektivt næringssøk, hvor de filtrerer vannmasser etter føde samtidig som de forflytter seg. Bevegelsen og filtreringen er en funksjon cladocera må gjøre for å ikke synke til bunnen (Ebert, 2005). En større *Daphnia* kan innta større partikler, som kan inneholde mer næringsstoffer enn mindre partikler, hvilket små cladocera er begrenset til (Burns, 1968). Artene innen cladocera reproduseres hovedsakelig ukjønnnet (Hebert, 1987),

hvor alle individene blir til hunner. Blir forholdene suboptimale, produserer hunnene hanner ved ukjønnnet formering, som tillater dem å produsere hvileegg ved kjønnnet formering. Med unntak av *Leptodora* har cladocera ingen larvestadier. Hos *Daphnia* blir eggene til embryo i hunnens yngelsekk, hvor de videre utvikles til selvstendige individer som slippes ut. Fra embryo til frittlevende individ tar ca. 4 dager. Det tar ytterligere 5 - 10 dager før de nye individene kan produsere nye egg, hvor antall egg kan være fra 1 - >100 avhengig av størrelse. En voksen hunn kan produsere et nytt kull egg hver 3. – 4. dag. Cladocera kan myte hele livet avhengig av art (Ebert, 2005; Smirnov, 2017).

I dette studiet undersøkes Brønnerødtjern, et svært humøst vann i Viken, som har hatt gjentagende oppblomstringer av *G. semen*. Det har blitt tatt prøver av *G. semen* og zooplankton gjennom sesongen 2019 for å undersøke hvordan zooplankton-samfunnet reagerer når *G. semen* opptrer og videre blir dominerende fytoplankton-art. Det er kjent at de færreste zooplankton kan spise *G. semen*, hvilket har vist en seleksjon mot mindre, bakteriespisende cladocera (Johansson et al., 2013b). Dersom denne seleksjonen er tilfellet i Brønnerødtjern støttes forslaget om at næringsstoffer fra primærprodusenter blir mindre viktig, og næringsstoffer fra heterotrofe prosesser blir viktigere for konsumentene (Johansson et al., 2016). Det innebærer at energien og næringsstoffene bundet til *G. semen* mer eller mindre leder til en blindvei i næringsnett. Dermed tester dette studiet hypotesen:

Dominans av *Gonyostomum semen* fører til overgang fra store zooplankton-arter, som kan spise *Gonyostomum semen*, til små arter som lever av andre alger eller bakterier.

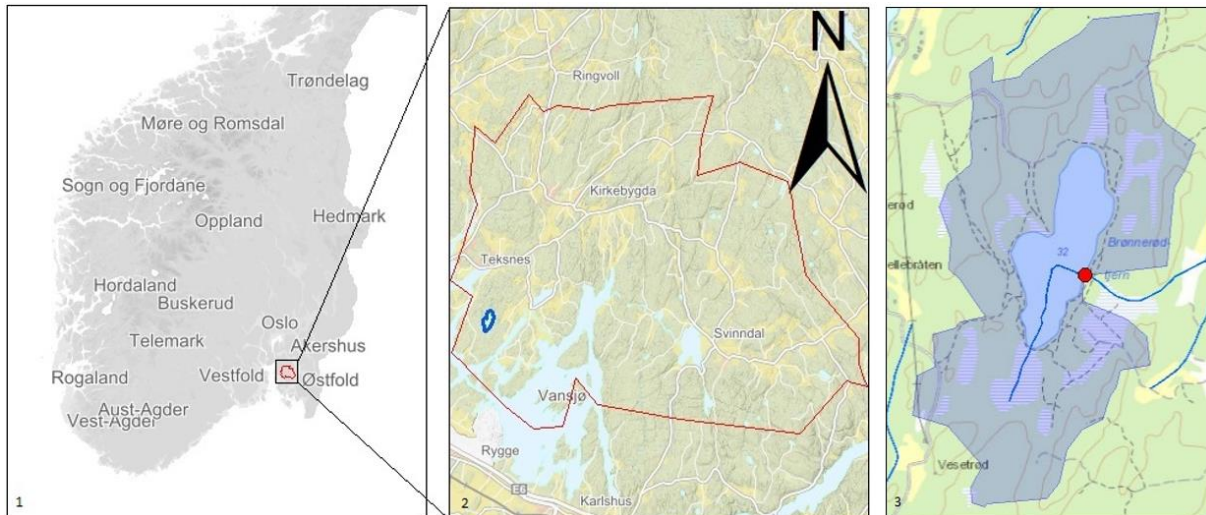
2 Metode

2.1 Studieområde

Brønnerødtjern ligger i Våler kommune i Viken fylke på Østlandet (Figur 1). Vannet faller under klassifiseringen moderat kalkrik, svært humøs, og er 0,2 km² stort. Maksimaldypet er 4,2 m. Humusinnholdet er langt forbi høyeste klasse i norsk klassifiseringsveileder (egne data). *G. semen* ble første gang registrert i Brønnerødtjern av Bjørndalen (1982). Det er ett innløp, og ett utløp som renner ut i Grepperødfjorden. Nedbørsfeltet er 1,8 km² stort, og består av bart fjell med stedvis tynt dekke samt torv og myr (Vedlegg 1). Deler av myra har tidligere blitt brukt til utvinning av torv (Toverød, personlig kommunikasjon 6. mai 2020¹). Fisk fanget i Brønnerødtjern består av store gjedder (*Esox lucius*), og mange små abbor (*Perca fluviatilis*)

¹ Erik Toverød, lokal innbygger med eiendom i nedbørsfeltet til Brønnerødtjern

< 15 cm. Borealskogen består av gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*) sammen med blåbærlyng (*Vaccinium myrtillus*). Det foreligger data fra sedimentkjerne tatt i Brønnerødtjern som ble hentet av fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) i 2018 (Vedlegg 2). Vannet er i dag lite påvirket av menneskelig aktivitet, og anses som en referanseinnsjø.



Figur 1: Til venstre: Sør-Norge. Midten: Våler kommune. Høyre: Brønnerødtjern med nedbørsfelt hentet fra <http://nevina.nve.no/> (Vedlegg 1).

2.2 Feltarbeid

Feltarbeid startet 8. april og ble ferdig 9. september 2019. Prøvetakingene resulterte i 13 feltarbeidsdager fordelt utover perioden. Arbeidet ble utført av to mastergradsstudenter og en avdelingsingeniør ved NMBU. Fremgangsmåten var lik for hver feltarbeidsdag, med unntak av første dag, da sensorkjeden ble plassert ut på det dypeste punktet av Brønnerødtjern. Sensorene, av typen UA-002-64, målte temperatur og lys kontinuerlig på 0,5 m, 1 m, 1,5 m, 2 m, 2,5 m, 3 m, 3,5 m, og 4 m. Sensorkjeden hadde en 8 kg kettlebell som anker, og en flytebøye i toppen. Posisjonen til sensorkjeden ble målestasjonen for de etterfølgende prøvetakingene.

Ved hver feltarbeidsdag ble vannprøver og zooplankton innsamlet, og *in situ*-parametere målt. Ved målestasjonen ble markerte halvlitersflasker i plast fylt med vannprøver fra 0,5 m, 1,5 m, 2,5 m og 3,5 m dyp. Prøver kunne ikke bli tatt dypere enn 3,5 m, da sedimentet var for løst, og ble virvlet inn i vannhenteren. Ved redusert vannstand ble dypeste prøve noe høyere enn 3,5 m. Flaskene ble skylt i prøvevannet tre ganger før oppfylling. Med resterende vann fra vannhenteren ble en målesylinder skylt og fylt. I dette vannet ble konduktivitet og pH målt. Instrumentet benyttet var en MU 6100 H med en pHenomenal CO 1-sensor for konduktivitet, mens en pHenomenal 111-sensor ble brukt for pH. Måling av oksygen og temperatur ble

gjennomført ved å slippe en ODO optical DO sensor ned til de ulike dypene. Instrumentet brukt her var en ProODO YSI. Prøver av zooplankton ble innsamlet med 1,5 l vann fra vannhenteren for hvert dyp, og filtrert i en 100 µm planktonhåv. Zooplanktonet ble tappet ut i markerte 50 ml plastrør.

Etter hver vannprøvetakingen ble prøvene videre behandlet på land ved Brønnerødtjern. 250 ml av hver ufiltrerte prøve tatt fra målestasjonen ble filtrert gjennom et 47 mm GF/C- og et 0,45 µm membran-filtrer. I prøver hvor klorofyll-konsentrasjonen var stor, ble mengde filtrert prøvevann redusert for å unngå fortetting. Brukte GF/C-filtre ble oppbevart i hvert sitt markerte plastrør. Filtrert prøvevann ble ført over i en ny markert flaske, hvilket først ble skylt tre ganger i filtrert prøvevann. Zooplankton-prøvene ble tilsatt noen dråper Lugol til konservering. Alle prøver innsamlet på en feltarbeidsdag ble puttet i en kjølebag før de ble transportert til laboratoriet.

2.3 Laboratoriearbeid

Totalt ble det tatt 52 vannprøver i Brønnerødtjern. På disse ble det målt total fosfor (TP) og total nitrogen (TN) på filtrerte og ufiltrerte prøver. På filtrerte prøver ble det også målt farge og DOC. GF/C -filtrene ble brukt til undersøkelse av pigmentsammensetning. Zooplankton ble identifisert og kvantifisert med mikroskop og lupe, for deretter å undersøkes opp mot pigmentsammensetning (*G. semen*). Data fra lys- og temperatursensorer ble brukt til å finne eufotisk sone og temperatursjiktninger. Det ble fulgt norske standarder (NS) ved måling av farge, DOC, TP og TN. Av analysene ble DOC, TN og pigmentanalysen gjort av tekniker på fakultetet.

2.3.1 Lys og temperatur

Lys- og temperaturdataene fra Brønnerødtjern ble registrert med loggerne. Lys ble målt i enheten lux, som ble konvertert til PPFD (photosynthetic photon flux density). Konverteringen ble gjort med en kalibreringsfaktor på 0,0185 på verdiene for 1,5 m dyp, som utgjorde den eufotiske sonen. Det ble systematisk fjernet data fra tidsrommet loggerne ble tatt opp av vannet, da loggerne ville registrert lys og temperatur fra luften. Det ble også fjernet data fra 6 mai – 13 mai, hvor det ikke foreligger data fra nok loggere til å gi et representativt bilde av vannsøylen.

2.3.2 Farge

Vann farges naturlig gulbrunt av jernforbindelser og humusstoffer, hvilket måles på filtrerte prøver med spektrometri. Målingene ble gjennomført på 410 nm på en Shimadzu UV-1201. Kyvetten brukt var 5 cm. Instrumentet ble først nullet ut på blankprøver før prøver fra hvert dyp ble kjørt. For ny bølgelengde ble instrumentet nullet ut på nytt. Kyvettene ble skylt mellom hver prøve. Instrumentet ga verdier i absorbans for hver bølgelengde. Absorbansen for 410 nm ble omregnet til mg/l Pt, som er en platina standard. Målingene på farge ble gjort i henhold til NS-4787.

2.3.3 DOC

Løst organisk karbon (DOC) er en proxy for løst organisk materiale (DOM), og utgjør ca. 50% av DOM. DOC måles på filtrerte vannprøver. Den uorganiske delen fjernes ved tilsetning av syre som omdanner det uorganiske karbonet til CO₂. CO₂ bobles ut ved tilsetning av syntetisk luft. Gjenværende organisk karbon sprøytes inn i en katalysator, hvor prøven forbrennes på 680 °C. Karbonet blir omdannet til CO₂, hvilket blir målt av en IR-detektor, og gir DOC i mg/l. Målingene ble gjort i henhold til NS-1484 på en Shimadzu organic carbon analyser TOC-V_{CPN}.

2.3.4 Næringsstoffer

Ved måling av total fosfor og total nitrogen ble først filtrerte og ufiltrerte prøver tilsatt oksidasjonsmiddel. Prøvene for analyse av TP ble tilsatt 2 ml peroxodisulfat, og TN ble tilsatt 5 ml kaliumpersulfat før de ble autoklavert på 121 °C.

Total fosfor

Måling av total fosfor ble målt spektrometrisk, og ble gjennomført i henhold til NS-EN1189. Oksidasjonsmiddelet fra autoklaveringen oksiderte fosforet i vannprøvene til ortofosfat. Ved videre behandling ble prøvene tilsatt 0,25 ml askorbinsyre og 0,25 ml molybdat. Disse reagerte med ortofosfatet i minimum 10 minutter og dannet en blå farge. Prøvene ble deretter avlest på spektrometeret HITACHI UH5300 på 880 nm. Deteksjonsgrense for TP er 1 µg/l.

Total nitrogen

Total nitrogen ble målt via ionekromatografi (IC), og ble gjort i henhold til NS-4743. Fra autoklaveringen ble nitrogenforbindelsene oksidert til nitrat. Prøvene ble videre kjørt igjennom en IC5000 Lachat, som deles inn i mobil og stasjonær fase. Avhengig av affiniteten

til stoffene i prøvene vil de passere gjennom kolonnen med ulik hastighet. Basert på retensjonstiden blir stoffene i prøvene identifisert. Målingene ble gjort av fakultetets teknikere.

2.3.5 Pigmentanalyse

For å finne ut når *G. semen* opptrådte i Brønnerødtjern ble pigmentene fra GF/C-filtrene løst opp i aceton, og kjørt igjennom Ultimate 3000 Ultra high performance liquid chromatography (HPLC). HPLC kvantifiserer pigmentene ved måling av pigmentenes bølgelengde, og lager et absorpsjonsspekter, som identifiserer pigmentet (Wright et al., 1991).

Pigmentsammensetningen til *G. semen* har tre karakteristiske pigmenter: heteroxanthin, alloxanthin og diadinoxanthin. Heteroxanthin fra dette studiets pigmentprøver antas å stamme utelukkende fra *G. semen*, og ble brukt som et mål for når algen opptrådte, og i hvilken mengde.

2.3.6 Zooplankton

Individene i zooplankton-prøvene ble først artsbestemt i mikroskop, deretter telt i lupe. Individene ble identifisert til art med «Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe» (Błędzki & Rybak, 2016). Zooplankton-prøvene ble gjennomgått bakfra, fra nr. 52 til første prøve, nr. 1. Prøvene ble undersøkt i en oppmerket petriskål for å gjøre tellingen ryddigere (Figur 2). Telling startet alltid fra venstre til høyre. Individ observert på streken til grensende utalt kolonne ble alltid telt med en gang, for å unngå feiltelling. Telte individer ble registrerte i egne skjemaer. Mellom hver nye prøve ble petriskålen skylt for at potensielle dyr ikke skulle sitte igjen og bli telt på nytt.



Figur 2: Til venstre: oppmerket petriskål. Til høyre: preparat av *C. quadrangula* i mikroskop. Foto: Mathias Jerpseth

For hver nye art observert ble det lagd preparater for å studere karakteristiske kjennetegn i større detalj i mikroskop (Figur 2). Copepoder ble delt inn tre kategorier; nauplius, cyclopoide (korte antenner) og calanoide (lange antenner). *Chaoborus* (svevemygg) ble identifisert til slekt. Resterende individer ble bestemt til art. Det ble funnet rotifera (hjuldyr), men disse ble ekskludert for å begrense omfanget av oppgaven.

2.4 Statistiske analyser

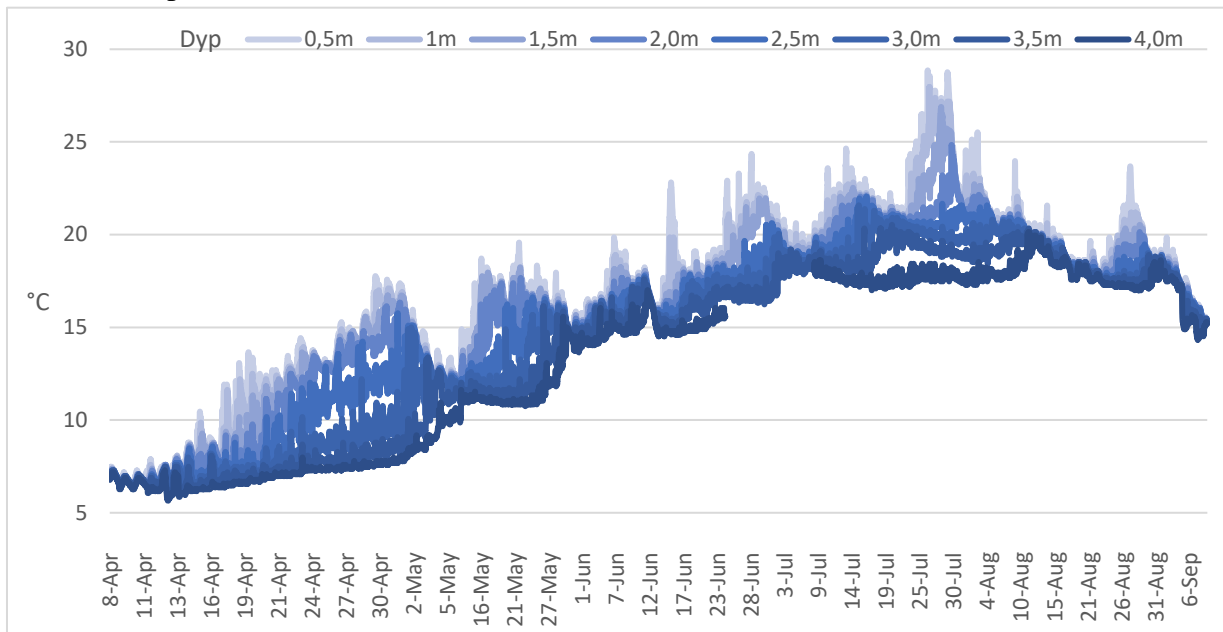
For å finne mulige korrelasjoner mellom forekomsten av zooplankton og *G. semen* ble det kjørt Spearman korrelasjonsanalyse og PCA (Principal component analysis) i Minitab. Det ble i tillegg lagd grafer på lys, temperatur, oksygen, og næringsstoffer i Excel.

Før analysene ble kjørt ble zooplankton fra de fire dypene addert sammen for hver dato, for å gi et bilde av hele vannsøylen, en såkalt «standing crop». Dette ble gjort da *G. semen* og zooplankton migrerer vertikalt, hvilket kan gi feilaktige resultater, dersom dypene sees hver for seg. Mengden zooplankton og *G. semen* ble multiplisert opp til mengde per kubikkmeter. Spearman korrelasjonsanalyse ble kjørt på alle artene fra zooplankton-prøvene og *G. semen*. For både Spearman og PCA ble det kun brukt data fra 24 juni og utover, da prøvene før dette tidspunktet ikke påviste algen.

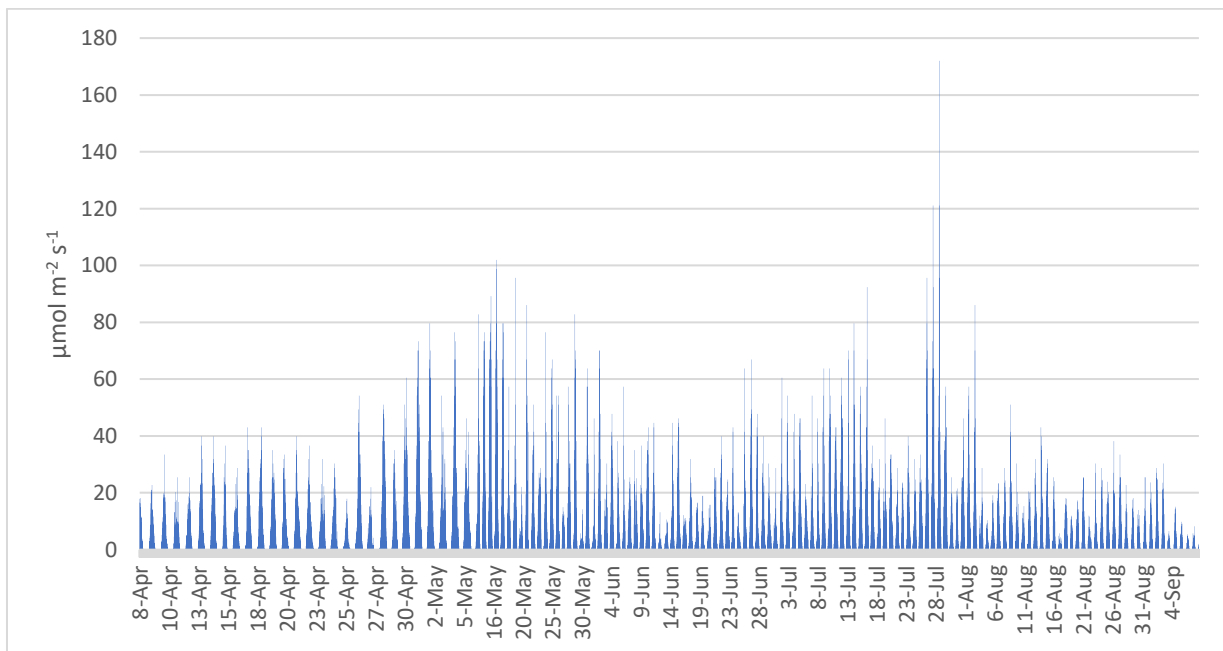
3 Resultater

3.1 Miljøforhold

Vanntemperaturen og lysintensiteten økte gjennom sesongen før den avtok mot høsten (Figur 3 og Figur 4). Det oppsto flere temperatursjiktninger over lengre perioder med stor differanse mellom topp- og bunntemperatur. Fullsirkulasjon, hvor topp- bunntemperatur var lik, skjedde kun i korte episoder.

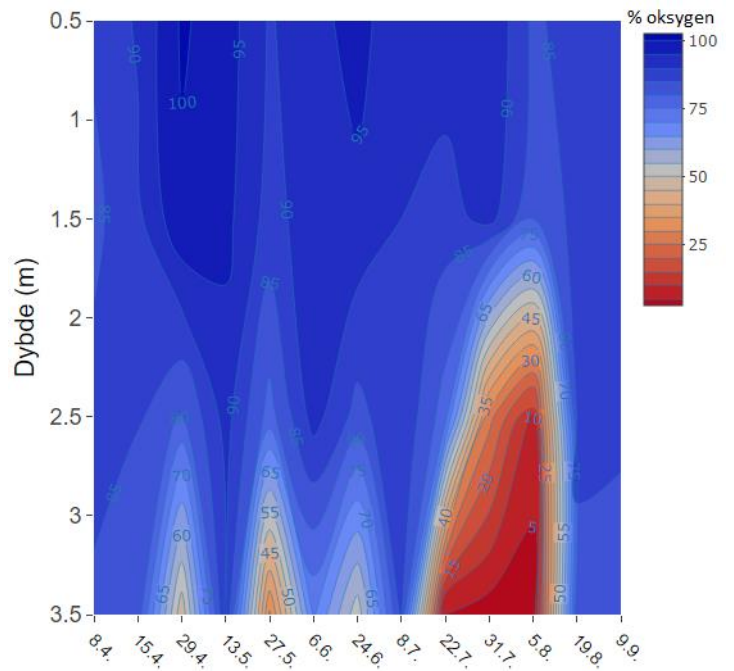


Figur 3: Y-akse: temperatur ($^{\circ}\text{C}$). X-akse: dato. Temperaturforhold fra april til september.

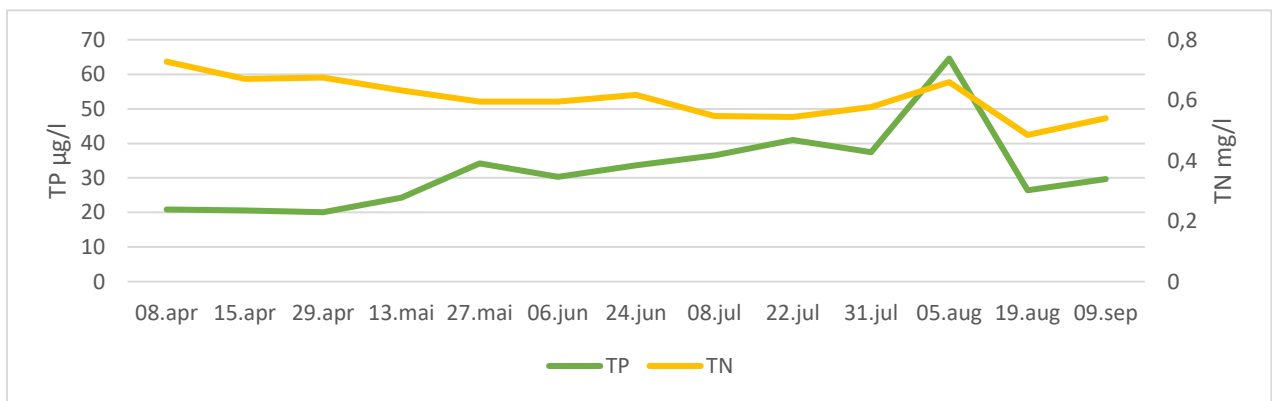


Figur 4: Y-akse: lysintensitet ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). X-akse: dato. Lysdata fra april til september på 1,5 m.

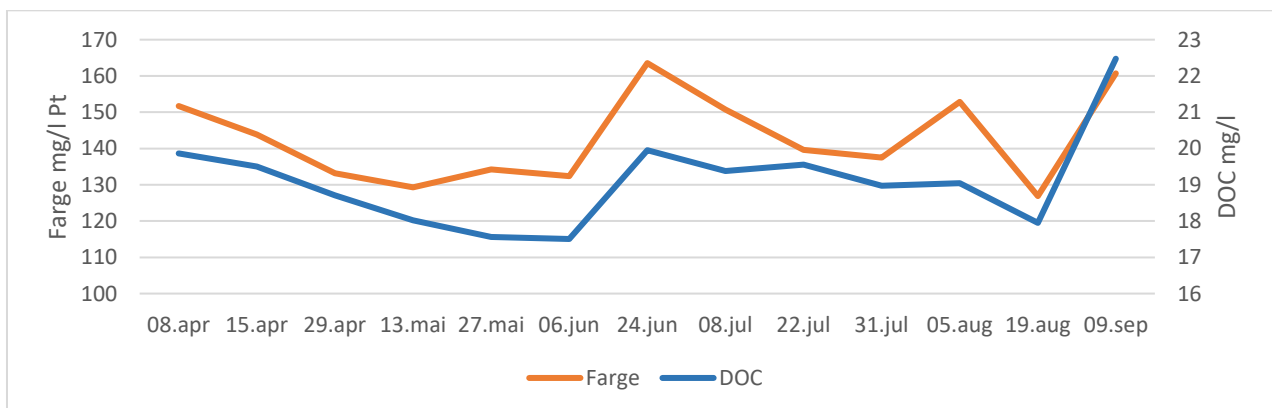
Under flere av sjiktungsperiodene ble det observert reduserte og anoksiske oksygenforhold i bunnvannet (Figur 5). Målingene gjort under feltarbeid viser dette, med spesielt lite oksygen i siste halvdel av sesongen. Bunnvannet luktet hydrogensulfid (H₂S) 31. juli og 5. august. Total nitrogen viste en svak negativ trend, mens total fosfor hadde en mer positiv utvikling før konsentrasjonen falt (Figur 6). Det ble målt høye DOC- og fargeverdier i vannprøvene (Figur 7). Kurvene for farge og DOC følger samme trend.



Figur 5: Y-akse: dyp (m). X-akse: dato. Oksygenmetning i %



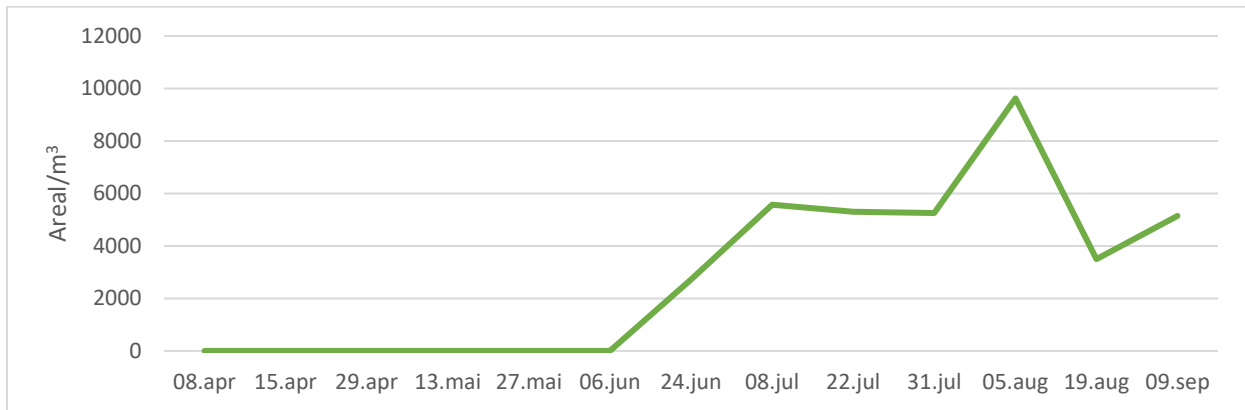
Figur 6: Y-akse venstre: total fosfor (µg/l). Høyre: total nitrogen (mg/l). X-akse: dato.



Figur 7: Y-akse venstre: farge (mg/l). Høyre: total DOC (mg/l). X-akse: dato.

3.2 *Gonyostomum*

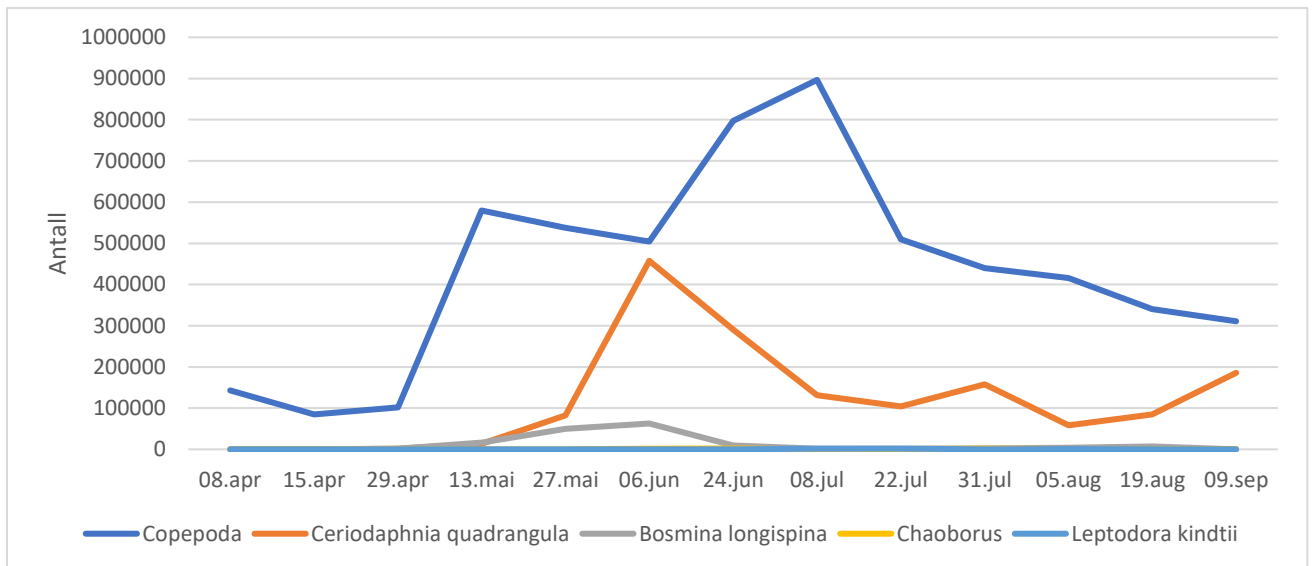
Pigmentet heteroxanthin, hvilket her indikerer *G. semen*, ble ikke påvist i vannprøvene i starten av sesongen (Figur 8). Algen ble påvist først 24. juni, og dannet oppblomstring i august, hvor oppblomstringen deretter kollapset. Etter nedgangen i august øker bestanden noe i september, til likhet med konsentrasjonen av fosfor for samme tidsrom.



Figur 8: Y-akse: konsentrasjon *G. semen* (areal/m³). X-akse: dato. Utvikling av *G. semen*.

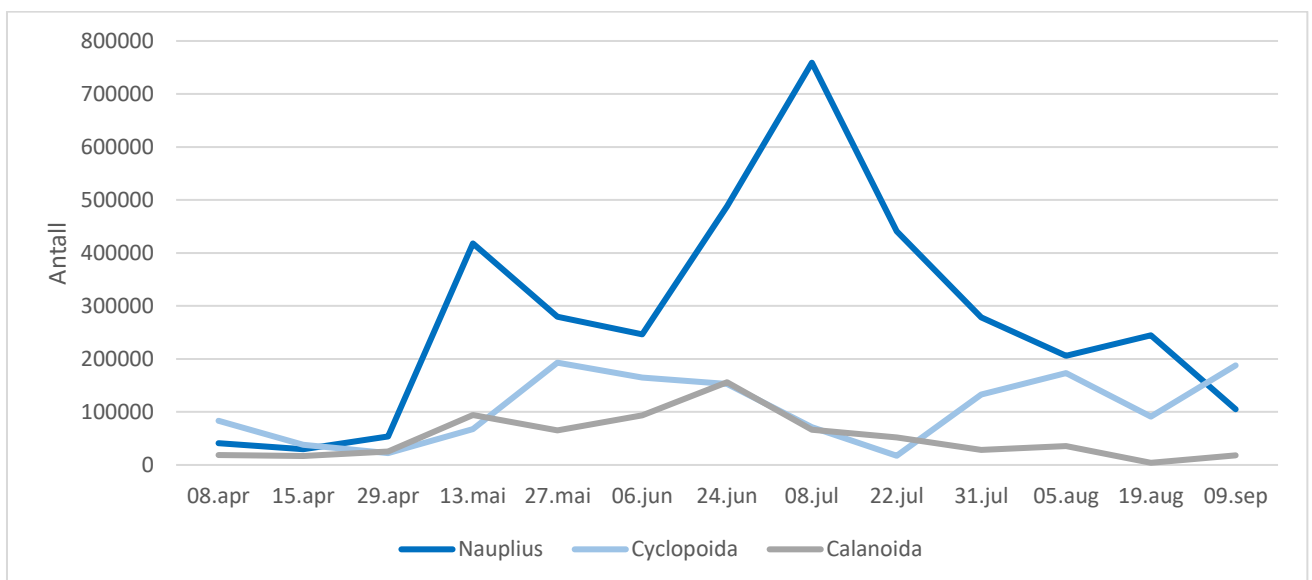
3.3 Zooplankton

Det ble registrert totalt sju ulike typer av zooplankton, hvor bestandene utviklet seg i ulike hastigheter (Figur 9). De ulike zooplankton-typene besto av nauplius, cyclopoide copepoder, calanoide copepoder, *C. quadrangula*, *Bosmina longispina*, *Chaoborus* og *Leptodora kindtii*. Copepodene hadde størst vekst innledningsvis, og utgjorde største andelen av registrerte zooplankton totalt. Gruppen copepoder hadde stor økning på samme tidspunkt som da *G. semen* ble påvist. I samme tidsrom ble bestanden av *C. quadrangula* redusert, hvilket var den mest fremtredende arten utenfor klassen copepoda. Utviklingen hos *B. longispina* viste en tilsvarende nedgang som hos *C. quadrangula* for samme tidsrom. Begge arter hadde svært små bestander da bestanden av *G. semen* var på sitt største. *Chaoborus* og *L. kindtii* ble kun observert sporadisk få ganger (Vedlegg 3). Det ble ikke funnet noen arter av *Daphnia*.



Figur 9: Y-akse: antall individer. X-akse: copepoder, *C. quadrangula*, *B. Longispina*, *Chaoborus* og *L. Kindtii*. De to sistnevnte var i så lave tall at de nesten ikke er synlige på grafen.

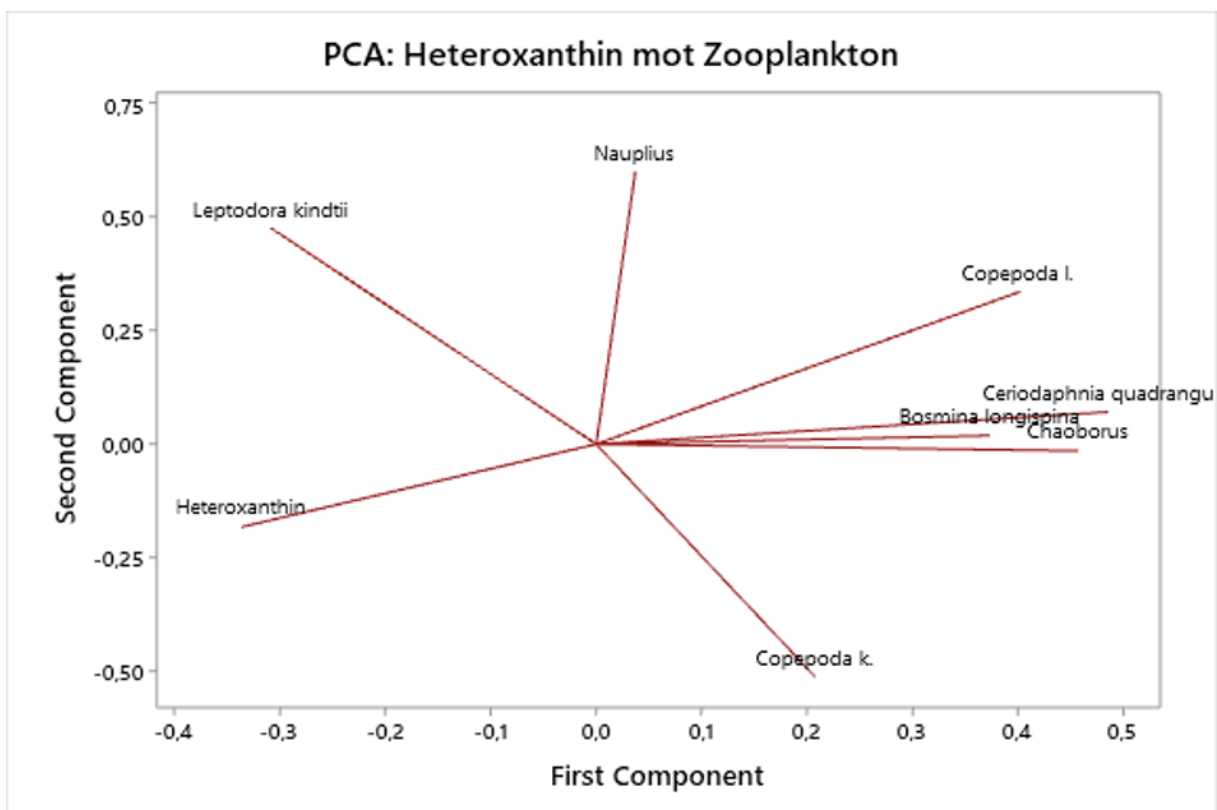
Innenfor copepodene var nauplius mest mangfoldig (Figur 10). Nauplius-bestanden viste sterk vekst 24. juni, da *G. semen* opptrådte, og ble redusert etter 8. juli. Cyclopoide og calanoide copepoder hadde en mer beskjeden fremtreden. Cyclopoide copepoder hadde en turbulent vekst gjennom sesongen, mens calanoide copepoder bygde seg opp mot en topp i juni, og sank deretter. Kun nauplius nådde større antall enn *C. quadrangula* (Figur 9 og Figur 10).



Figur 10: Y-akse: antall individer. X-akse: nauplius, cyclopoide og calanoide copepoder.

3.4 Analyser

Ved testing av de ulike gruppene av zooplankton i PCA ble det funnet en negativ korrelasjon mellom *G. semen* på venstre side, og *C. quadrangula*, *B. longispina* og *Chaoborus* på høyre side (Figur 11). Den negative korrelasjonen vises med en vinkel på rundt 180° mellom observasjonene, mens positiv korrelasjon registreres der observasjonene er tett på hverandre. Positiv korrelasjon er tilfellet mellom *C. quadrangula*, *B. longispina* og *Chaoborus*, som danner en gruppe tett på hverandre. Når en av disse observasjonene stiger er sjansen stor for at de andre i gruppen også stiger.



Figur 11: PCA over *G. semen* (Heteroxanthin), nauplius, cyclopoide (k) og calanoide (l) copepoder, *C. quadrangula*, *B. longispina*, *Chaoborus* og *L. kindtii*.

Tabell 1: Matrise lagd av Spearman-verdiene mellom *G. semen*, copepoda, *C. quadrangula*, *B. longispina*, *Chaoborus* og *L. kindtii*.

Correlations

	Heteroxanthin	Copepoda	Ceriodaphnia quadrangula	Bosmina longispina	Chaoborus
Copepoda	0,179				
Ceriodaphnia quadrangula	-0,607	0,214			
Bosmina longispina	-0,414	0,144	-0,090		
Chaoborus	-0,436	0,127	0,709	0,165	
Leptodora kindtii	0,749	0,493	-0,473	-0,378	-0,361

I Spearman-korrelasjonsanalyse ble de ulike zooplankton-artene og *G. semen* satt opp i en matrise for å vise forholdet mellom de ulike artene (Tabell 1). De laveste tallene under heteroxanthin representerer artene med mest negativ påvirkning forklart av *G. semen*.

4 Diskusjon

4.1 Miljøforhold

Det er flere faktorer i Brønnerødtjern som tilrettela for utviklingen av *G. semen* i 2019. Lysmengden var tilstrekkelig for at algen kunne utvikles. Det var to perioder med høy lysintensitet, hvor oppblomstringer skjedde i den siste perioden (Figur 4). Deiningen et al. (2017) viste i sitt studie at lys ofte er begrensende faktor for vekst av fytoplankton i vann med forhøyede verdier av OM, 11-20 mg/l. *G. semen* hadde likevel tilstrekkelig lys da algen foretrekker lys i intervallet 75 – 90 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (P. Eloranta, 1995), og målte lysverdier var innenfor dette intervallet i flere perioder på 1,5 m dyp (Figur 4). Vann lengre opp i vannsøylen vil derfor ha en høyere lysintensitet.

Temperaturen økte gjennom sesongen, samtidig som det oppsto periodevis, stabile sjiktninger mellom topp- og bunnvannet (Figur 3). Basert på vannundersøkelser fra Lundebyvannet, som ligger i samme sør-østlige region som Brønnerødtjern, må det være rundt 2 °C forskjell eller mer mellom topp- og bunnvannet for at sjiktningen i vannsøylen skal være stabil (Rohrlack, 2019). Til tross for sporadiske episoder med fullsirkulasjon, hvor differansen var < 2 °C (Figur 3), fremstår sjiktningforholdene i Brønnerødtjern som optimale da algen dannet oppblomstring. Videre var temperaturen gunstig for copepoder og cladocera, da høy temperatur fremskynder kjønnsmodenhet og eggutvikling betraktelig (Bottrell, 1975; Hart, 1990).

Temperatursjiktning over lengre tid er trolig årsaken til periodene med anoksiske bunnforhold (Figur 5). Oksygen- og fosformålingene kan dog ha gitt et feilaktig bilde, da målingene ble gjort på 3,5 m, og ikke 4 m. En mer nøyaktig prøvetaking nærmere sedimentene ville trolig ha vist enda lavere oksygenivå, og høyere fosforkonsentrasjon, som resultat av utlekking av fosfor. Utlekkingen vil kunne forklare næringsgrunnlaget til algen i større grad dersom den utnytter fosforet fra hypolimnion (Salonen & Rosenberg, 2000). Stemmer dette kan likhetene i kurvene for TP og *G. semen* (Figur 6 og Figur 8) forklares med fosforet fra algecellene. Løst fosfat hentes da fra hypolimnion, men forblir bundet partikulært i cellene. Det blir dermed observert en korrelasjon mellom alger og næringsstoffer, som observert mellom klorofyll-*a* og TP i tidligere studier (Phillips et al., 2008).

Nedbørsfeltet, som er dominert av skog og myr med tidligere torvuttak, er trolig kilden til de forhøyede verdiene av DOC. Siden DOC ofte utgjør > 90 % av TOC kan DOC-verdiene gi indikasjoner på hvor TOC-verdiene ligger. Disse tallene er nyttige da TOC blir brukt som et mål på humusinnhold til klassifisering av vann. Enda det ikke foreligger noen målinger for TOC i dette studiet faller Brønnerødtjern under «svært humøs», hvilket har grense på TOC > 15 mg/l (Vanndirektivet, 2018), og målt maksimumsverdi for DOC var 22 mg/l (Figur 7). Fargetallet støtter opp DOC-konsentrasjonen med en målt maksimumkonsentrasjon på 163 mg/l Pt, hvor vann klassifisert som «svært humøs» har fargetall > 90 mg/l Pt (Vanndirektivet, 2018). Fargen i Brønnerødtjern er derfor svært høy grunnet ekstreme DOC-verdier, som svekker lyspenetrering og forkorter eufotisk sone (Thrane et al., 2014). I tillegg vil mesteparten av lyset bli absorbert av DOC i de øverste vannlagene, hvor temperaturen øker, mens temperaturen lenger ned i vannsøylen forblir upåvirket. Dermed forsterker den høye konsentrasjonen av DOC sjiktningens stabilitet (Rohrlack, 2019). Skiftet mot organismer med flageller i lysbegrensede vann tidligere funnet av (Deininger et al., 2017) passer derfor godt med en dominans av *G. semen* i Brønnerødtjern.

4.2 *Gonyostomum*

Målingene av pigmentene til *G. semen* viste at algen først ble påvist 24. juni (Figur 8). Det ble registrert en oppblomstring den 5. august, hvor bestanden deretter sank kraftig. Flere topper kan likevel ha vært tilfellet. En annen studie fra Lundebyvannet viser at algen kan ha flere, små oppblomstringer i en sesong, med varighet på rundt 3-4 dager (Rohrlack, 2020b). Da prøvetakingen i dette studiet ble gjort hver andre uke, vil registrering av en oppblomstring tilhøre tilfeldighetene, skulle utviklingen av *G. semen* være av samme karakter som i

Lundebyvannet. Likevel representerer prøvene tatt i Brønnerødtjern hovedtrendene av *G. semen* og zooplankton, og gir et inntrykk over forholdet mellom dem.

4.3 Zooplankton

Av de sju typene zooplankton registrert var nauplii og *C. quadrangula* mest fremtredende (Figur 9 og Figur 10). *C. quadrangula*, *B. longispina* og *Chaoborus* er alle arter observert i tidligere studier med *G. semen*-oppblomstringer (Johansson et al., 2013a; Lebret et al., 2012). De mest fremtredende funnene var *Leptodora kindtii*, hvilket tilsynelatende ikke har blitt observert i lignende studier, og fraværet av *Daphnia* under hele innsamlingsperioden. I tillegg var utviklingen tilsynelatende negativ hos alle typene zooplankton, utenom nauplius, da *G. semen* ble påvist.

4.3.1 *Daphnia*

Det kan være en rekke årsaker til at det ble ikke funnet noen *Daphnia* i Brønnerødtjern. *Daphnia* er en svært vanlig slekt i orden cladocera, med mange arter representert i mange norske vann, spesielt i den sør-østlige regionen av Norge. Det var derfor kjent at prøvene fra Brønnerødtjern kunne inneholde arter som *Daphnia cristata*, en art typisk for denne regionen, men som også er observert gjentatte ganger i *G. semen*-vann (Johansson et al., 2013a; Johansson et al., 2013b). Forskjellen mellom vannene der *D. cristata* er funnet og Brønnerødtjern er at i førstnevnte opptrer *G. semen* kun i lavere konsentrasjoner, og oppblomstringer ikke forekommer. Dette betyr at det må finnes alternativ føde der *D. cristata* forekommer, og at dette trolig ikke var tilfellet i Brønnerødtjern.

Høyere biomasse av rotifera, calanoide copepoder og store cladocera ble funnet i vann med lavere konsentrasjon av *G. semen* (Johansson et al., 2013a; Lebret et al., 2012). Vann med *G. semen*-oppblomstringer synes å være dominert av mindre, bakteriespisende cladocera (Johansson et al., 2013a; Johansson et al., 2016). Store mengder av *G. semen* med oppblomstring ser derfor ut til å ha begrenset utvalget av arter i Brønnerødtjern, men det er flere forklaringer på hvordan diversiteten av zooplankton blir direkte eller indirekte redusert.

Store zooplankton inngår i dietten til planktivore fisk, spesielt ungfisk (Hansson et al., 1998). Planktivore fisk kan derfor være årsaken til at det ikke blir registrert *D. magna* eller *D. pulex* i Brønnerødtjern, hvilket kan forsvinne helt fra vann der beitepresset fra planktivore fisk blir for stort (Ebert, 2005). På en annen side viste Trigal et al. (2011) at vann med *G. semen*-oppblomstringer hadde en seleksjon fra ungfisk til eldre, større fisk (> 15 cm), spesielt abbor.

Den totale biomassen av fisk var noe høyere i oppblomstringsvann enn vann med lavere konsentrasjon av algen. Kjennskap til fiskebestanden i Brønnerødtjern er basert på hobbyfiske, hvor selektive metoder som fiskestang kan gi et feil helhetsbilde av artene til stede. Likevel utgjør den lokale informasjonen et grunnlag til å foreslå at fisk i Brønnerødtjern ikke viser seleksjon mot abbor > 15 cm (Trigal et al., 2011), men abbor < 15 cm (Toverød, personlig kommunikasjon 6. mai 2020²). I Brønnerødtjern kan prøvofiske med nordisk oversiktsgarn gi et godt overblikk over hva slags fisk som er til stede, hvilket kan øke helhetsforståelsen av vannet. Prøvofiske er spesielt interessant da den lokale informasjonen antyder ulike forhold fra trendene funnet i Trigal et al. (2011).

En annen forklaring er at *G. semen* sulter ut *Daphnia* i mangel på alternativ spiselig fytoplankton (Lebret et al., 2012). Det er tydelig at trichocyster, vandringsmønster og stor cellestørrelse har gitt *G. semen* et solid antibeite-forsvar, som gjør denne potensielle næringskilden utilgjengelig for zooplankton flest (Bjørnerås, 2014; Calbet & Landry, 2004; Cronberg et al., 1988; Ukeles & Sweeney, 1969). En svakhet i denne oppgave er at det kun finnes datamateriale fra 2019. Det er svært sannsynlig at *Daphnia* har vært til stede i Brønnerødtjern i tidligere år da andre spiselige fytoplankton-arter var etablert i vannet. Ettersom algen ble påvist første gang av Bjørndalen i 1982 er det sannsynlig at de drastiske endringene algen påfører artssammensetninger skjedde for flere år siden. Dominans av mesteparten av fytoplankton-biomasse og utsulting fremstår i dette studiet som de mest sannsynlige årsakene til at til at større arter av zooplankton ikke kan leve i vann med *G. semen*. Flere arter av *Daphnia* har antibeitemekanismer mot fisk (Ebert, 2005), hvilket har tillat disse å koeksistere uten at *Daphnia* forsvinner helt. Dersom *G. semen* ikke var den mest hemmende faktoren for overlevelse ville det derfor vært nærliggende å tro at det ville blitt observert andre arter av *Daphnia* der.

4.3.2 *Ceriodaphnia*

C. quadrangula i *G. semen*-vann er en kjent zooplankton-art fra tidligere studier (Johansson et al., 2013b; Pećzuła et al., 2018). Arten er relativt liten, og er tilpasset beiting på bakterier, detritus og fytoplankton. På grunn av dens fødevalg er det foreslått at *C. quadrangula* er mindre egnet som bytte for fisk (Johansson et al., 2013a), da detritus utgjør en mindre næringsrik føde (DeMott, 1988). Resultatene viser at *C. quadrangula* var mest fremtredende etter nauplius, men sank kraftig da *G. semen* ble påvist i Brønnerødtjern (Figur 8, Figur 9 og

² Erik Toverød, lokal innbygger med eiendom i nedbørsfeltet til Brønnerødtjern

Figur 10). Satt opp mot hverandre i en Spearman-test fikk *C. quadrangula* en verdi på -0,607 (Tabell 1), hvilket sier at når *G. semen* øker i mengde synker mengden *C. quadrangula*.

Det finnes ingen klare mønstre i hvordan *C. quadrangula* utvikler seg i vann med *G. semen*-oppblomstringer. I Johansson et al. (2013a) fant de *C. quadrangula* i store mengder under oppblomstringer, mens i Salonen og Rosenberg (2000) ble bestanden kraftig redusert to uker før oppblomstring. En mulig forklaring på de ulike trendene kan ligge i hvilken føde som er tilgjengelig i de ulike vannene. Til tross for at *C. quadrangula* utnytter bakterier bedre enn *Daphnia spp.* foretrekker den ikke en diett utelukkende av bakterier, men med noe fytoplankton (Iwabuchi & Urabe, 2010). Det er sannsynlig at når *G. semen* utkonkurrerer andre fytoplankton-arter, som observert i andre vann, blir dietten ikke lenger optimal. Det gjenstående næringsgrunnlaget består dermed av bakterier og detritus, hvilket gir en bærekraftig, men redusert vekst (Iwabuchi & Urabe, 2010).

Johansson et al. (2016) viste en økt beiting på bakterier hos *C. quadrangula* langs en gradient av *G. semen*, hvilket viser nettopp at bakterier blir viktigere føde i fraværet av andre spiselige fytoplankton. I tilfellet i Salonen og Rosenberg (2000) kan det ha vært mindre bakterier å beite på, eller at mengden spiselige fytoplankton i *C. quadrangula* sitt størrelsesforhold forsvant i tidsrommet før bestanden ble redusert. Samtidig er temperatur en styrende faktor for hvor raskt cladocera blir kjønnsmodne (Bottrell, 1975), hvilket kan ha hatt store variasjoner mellom (Johansson et al., 2013a; Salonen & Rosenberg, 2000) og dette studiet.

På en annen side økte mengden *C. quadrangula* da oppblomstringen kollapset 19. august (Figur 8 og Figur 9). Det har det blitt foreslått at *Daphnia* kan nyttiggjøre seg av oppløst *G. semen*-masse (Pęczuła et al., 2017), indirekte ved at bakterier får en økt næringstilgang i slutten av en oppblomstring hvor algemassen brytes ned (van Boekel et al., 1992). Dette ble vist med oppblomstrings-kollaps hos nåleflagellaten *Heterosigma akashiwo*, hvilket ble en stor kilde til DOM da algecellene døde (Kamiyama et al., 2000). Økningen i DOM resulterte i økt bakterieproduksjon, hvilket videre forårsaket en økt produksjon av heterotrofe nanoflagellater og ciliater. Kollaps i algeoppblomstringen førte dermed til økt omsetning av næringsstoffer i den mikrobielle loopen. Gitt at veksten av *C. quadrangula* er begrenset av bakterier, eller andre mikroorganismer, kan derfor *G. semen*-kollapsen være en forklaring på hvorfor bestanden av *C. quadrangula* fikk en oppsving mot slutten av sesongen. Samtidig kan kollapsen i *G. semen*-oppblomstringen ha tilrettelagt vekst for andre spiselige fytoplankton, hvilket kan ha gitt *C. quadrangula* et bedre næringsgrunnlag.

4.3.3 *Bosmina*

B. longispina har også blitt funnet i *G. semen*-vann tidligere, og er en svært vanlig art i Norge (Walseng, 2016b). Trendene i *G. semen*-studiene der arten er funnet er like varierende som i studiene gjort på *C. quadrangula*. Johansson et al. (2016) fant *B. longispina* i vann uten oppblomstringer, mens de tidligere fant samme art i vann med oppblomstringer (Johansson et al., 2013a). *B. longispina* fikk en Spearman korrelasjonsverdi på -0,414 når testet mot *G. semen* (Tabell 1), og PCA plasserte den på motsatt side av *G. semen*, sammen med *C. quadrangula* (Figur 11). Siden begge artene dannet en vinkel på rundt 180° sammen med *G. semen* betyr det at de er negativt korrelerte, hvilket også er visuelt synlig fra Figur 8 og Figur 9. Både *C. quadrangula* og *B. longispina* beiter i ulik grad ikke-selektivt, og er trolig for små til å beite på *G. semen* (Burns, 1968). *B. longispina* har også vist å preferere bakteriekledde klumper av detritus over mindre flagellater (DeMott, 1988). Likevel indikerer resultatene at *B. longispina* ikke er i stand til å utnytte nedbrutt *G. semen*-masse slik som *C. quadrangula*. Hvorfor *B. longispina* ikke nådde samme størrelse som *C. quadrangula*, og at den ble borte fra vannet siste feltarbeidsdag 9. september er derfor ukjent.

4.3.4 Copepoder

Copepoder finnes i de fleste vann (Reid & Williamson, 2010), hvor vann med *G. semen* synes å ikke være noe unntak. Likevel har de ikke fått samme fokus som cladocera i *G. semen*-studiene. Det har blitt gjort beiteforsøk med enkelte arter som *E. gracilis*, men når det kommer til artsbestemming av copepoder som en del av zooplankton-bestander har disse noen ganger blitt hoppet over (Johansson et al., 2013a; Salonen & Rosenberg, 2000), slik som i dette studiet. Dette er fordi identifisering til art via mikroskopi kan være ressurskrevende på voksne individer, og spesielt på nauplius. Flere av de morfologiske trekkene kan være vanskelig å finne, samtidig som de kan variere mellom hann- og hunnindivider (McManus & Katz, 2009). Ved inndelingen gjort i dette studiet ble rommet for feilregistreringen kraftig redusert da lengden på antennene var de eneste trekkene det ble kategorisert etter. Ulempen med en mindre detaljert artsbestemming er at diskusjonen rundt copepodene blir mer generell da det ikke lenger er snakk om spesifikke arter, men overordnede grupper. En mulig feilkilde her er at calanoide copepoder som ligger på magen kan ha sett ut som cyclopoide copepoder ved at de lange antenne forsvinner under kroppen, men dette var i fokus da registreringen ble gjort.

E. gracilis er en copepode innen orden calanoida, og kan ha vært en del av copepodene registrert i dette studiet. Denne arten er svært vanlig, både i Europa, men også i Sørøst-Norge, i tillegg til at den forekommer sammen med *G. semen* naturlig (Bjørnerås, 2014; Johansson et al., 2016). Av tidligere beiteforsøk gjort på *G. semen* er det kun calanoide copepoder, som *E. gracilis*, som har redusert vekstraten til algen (Johansson et al., 2013b). Det finnes ikke datagrunnlag i dette studiet for å si at noen arter kan ha beitet på algen, da ingen av de calanoide copepodene ble identifisert til art. Når det er tatt i betraktning var uansett utviklingen av calanoider negativ etter *G. semen* ble påvist (Figur 8 og Figur 10). Dette antyder at dersom en eneste art beitet på algen i løpet av sesongen 2019 var ikke effekten nok til å gjøre positivt utslag for gruppen calanoider.

Det er videre omstridt hvorvidt *G. semen* aktivt blir utnyttet som føde, til tross for at noen arter har vist evnen til beiting. Calanoide copepoder er observert til å selektere større bytte for å optimere energiopptaket. Seleksjonen ble vist i DeMott og Watson (1991), hvor de calanoide copepoder testet valgte å beite på *Pediastrum*, en alge på 80 µm, fremfor alger av mindre størrelse. Størrelse virker derfor ikke som den begrensende faktor for beiting på *G. semen* (Johansson et al., 2013b). Bjørnerås (2014) viste at større mengde trichocyster i *G. semen* reduserte inntaket til *E. gracilis*, men selv om cellene hadde en stor mengde trichocyster hindret ikke det beiting. Likevel finnes det grunnlag til å tro at calanoide copepoder unngår *G. semen*, siden trichocystene reduserer det optimale energiopptaket deres (Johansson et al., 2013b). Resultatene i dette studiet indikerer at gunstigere føde ble en begrenset ressurs da *G. semen* opptrådte, ettersom bestanden sank kraftig. Flere calanoide copepoder er omnivore (Greene, 1988), hvilket kan være en av årsakene til at de calanoide copepodene ikke forsvant helt i løpet av sesongen.

Det var registrert mange nauplii i studiet, hvilket kunne resultert i mange copepoder (Figur 10). Dette var ikke tilfellet. Mortaliteten hos copepoder er størst som nauplius (Thorpe & Rogers, 2011), hvilket reduserer antall individer som vokser opp. Det er registrert at nauplii kan utgjøre 45 % tørrvekt av inntatt føde hos *Cyclops abyssorum*, en kannibalistisk cyclopoid copepode (van den Bosch & Santer, 1993). Nauplii kan derfor ha utgjort en del av føden til copepodene i Brønnerødtjern, hvilket har gitt cyclopoider næringsgrunnlag til å vokse på fra 31. juli (Figur 10). Enn annen årsak til reduksjon i nauplii og økning i cyclopoider er at nauplii utviklet seg til cyclopoide copepoder.

Når utviklingen av *G. semen* og copepoder sammenlignes er ikke de mulige effektene av algen like åpenbare, som hos *C. quadrangula* og *B. longispina* (Figur 8, Figur 9 og Figur 10). Da livssyklusen og reproduksjonen hos copepoder ofte tar lengre tid enn hos cladocera (Ebert, 2005; Thorp & Rogers, 2011), vil copepodene trolig reagere noe senere på reduserte vekstvilkår. Fra Figur 10 er det tydelig at bestanden av cyclopoider vokste under høy konsentrasjon av algen, men hvorvidt bestanden hadde nok føde og var bærekraftig er mindre sannsynlig. Ingen cyclopoider er observert til å beite på *G. semen*, samtidig som andre fyttoplankton-arter trolig var mangelvare. Hva de cyclopoide copepodene i Brønnerødtjern lever på blir ikke videre diskutert da artene ikke er kjent.

4.3.5 *Chaoborus*

Uten å ha bestemt *Chaoborus* til art er det svært sannsynlig at svevemyggen funnet i Brønnerødtjern er *Chaoborus flavicans*. Det finnes bare tre arter i slekten *Chaoborus* i Norge, hvor de to andre artene foretrekker fiskeløse vann (Cockroft et al., 2019). *C. flavicans* klarer i større grad å leve under beitepress fra fisk, men antas også å ha en fordel i *G. semen*-vann, hvor det er funnet en seleksjon mot større, eldre fisk, og mindre ungfisk (Trigal et al., 2011). I tillegg migrerer *C. flavicans* vertikalt, slik som *G. semen*, hvor den gjemmer for fisk i sedimentet på dagtid og vandrer oppover som natten for å beite (Stahl, 1966). Spearman-verdien mellom *C. flavicans* og *G. semen* ga en verdi på -0,436 (Tabell 1), samtidig som PCA plasserte *Chaoborus* i samme gruppe som *C. quadrangula* og *B. longispina* i (Figur 11). Forklaringen på korrelasjonen er at *Chaoborus* er en predator på andre zooplankton, i tillegg til å kunne spise fyttoplankton (Shei et al., 1988). Siden *C. quadrangula* og *B. longispina* ble redusert av *G. semen* er det derfor logisk at *Chaoborus* også ble redusert i mangelen på føde. Dette vises med en Spearman-verdi på 0,709 (Tabell 1) mellom *C. quadrangula* og *Chaoborus*, som sier at disse to artene er positivt korrelerte. Det ble funnet flere individer i bunnvannet den 31. juli og 5. august da vannet var anoksisk og luktet H₂S, hvilket er et miljø *C. flavicans* takler over lengre perioder (Stahl, 1966). Alle disse slutningene er basert på et lavt antall observasjoner, hvilket svekker de statistiske funnene. Likevel peker all data i dette studiet mot at svevemyggen funnet i Brønnerødtjern er *C. flavicans*.

Det er tidligere funnet *C. flavicans* i flere *G. semen*-vann, spesielt der algen dannet oppblomstringer er det observert en økt biomasseproduksjon (Trigal et al., 2011). Det er også funnet et skifte i næringsopptak, hvor *C. flavicans* har fått et økt opptak av bakterier, fordi byttene den spiser også avhenger mer av bakterier (Johansson et al., 2016). *C. quadrangula* er

et av byttene som svømmer kontinuerlig, og er lettere fanget av *C. flavicans* (Smyly, 1980). Det er derfor nærliggende å tro at *C. flavicans* hadde god tilgang til føde i Brønnerødtjern. Hvorvidt denne arten utgjorde et næringsgrunnlag for fisk er ikke umulig, men tatt i betraktning at *C. flavicans* håndterer beitepress fra fisk bedre enn de to andre *Chaoborus*-artene (Cockroft et al., 2019), er dette mindre sannsynlig. For en tydeligere oversikt over bestanden av *C. flavicans* foreslås innsamling av zooplankton om natten, da den kommer opp fra sedimentet.

4.3.6 *Leptodora*

Av alle typene zooplankton funnet i dette studiet er *L. kindtii* en ny art ukjent fra tidligere *G. semen*-studier. Taksonomisk faller arten under cladocera, samme underorden som *Daphnia* og *Bosmina*, men likevel er den en predator, og lever utelukkende av andre dyr (Brooks & Dodson, 1965). Den nesten gjennomsiktige kroppen kan bli opptil 18 mm lang. Ifølge Browman et al. (1989) beiter den på blant annet *Daphnia*, *Bosmina*, *Ceriodaphnia*, *Diaphanosoma*, *Diaptomus*, *Polyphemus* og *Cyclops*. Det finnes få studier på *L. kindtii*, spesielt fra Norge. Fra Walseng (2016a) kommer det frem at *L. kindtii* forekommer i få vann. I Brønnerødtjern ble arten kun funnet tre av tretten feltdager, hvor antall individer funnet var lavt (Vedlegg 3). Statistisk sett forklarer ikke hverken PCA eller Spearman-test utviklingen av *L. kindtii* i noen god grad (Tabell 1 og Figur 11). De statistiske funnene preges også av at det er få observasjoner av arten. Etersom *L. kindtii* lever utelukkende predatorisk vil den trolig bli negativt påvirket dersom næringsgrunnlaget blir borte. I Brønnerødtjern kan dette være tilfellet, da de fleste potensielle byttene avtok i vekst da *G. semen* oppsto. *Daphnia* ssp. og *Ceriodaphnia* ssp., spesielt i juvenilt stadiet, er lettere for *L. kindtii* å fange enn copepoder (Browman et al., 1989). Siden *Ceriodaphnia* ble så kraftig redusert vil det være nærliggende å tro *L. kindtii* får mindre tilgang til mat. Videre diskusjon på *L. kindtii* vil bli for spekulativt.

4.4 Lavere trofiske nivåer

Etersom *G. semen* tidvis utgjorde en stor andel av fytoplankton-biomassen, og majoriteten av disse næringsstoffene tilsynelatende ikke ble ført videre til dyrene registrert i dette studiet, er det sannsynlig at næringsstoffene ble overført til de lavere trofiske nivåene. Den mikrobielle loopen ble beskrevet av Azam et al. (1983) som forbindelsen mellom DOM, bakterier og heterotrofe flagellater. I en forenklet beskrivelse blir DOM, med stort opphav fra fytoplankton, brukt av bakterier som energikilde som igjen blir spist av heterotrofe flagellater og andre mikrozooplankton. I realiteten er den mikrobielle loopen svært kompleks, hvor blant

annet mikсотrofe flagellater, ciliater, picocyanobakterier, picoplanktonisk eukaryoter også er aktive deltagere i konkurransen om bakterier (Callieri, 2007; Kamiyama et al., 2000; Porter et al., 2007). Fellesnevneren for disse gruppene er at de er svært små, og mange er protister.

Årsaken til at den mikrobielle loopen er viktig i *G. semen*-vann, som Brønnerødtjern, er den positive korrelasjonen mellom bakterievekst, DOM og klorofyll-*a*-konsentrasjon (Fuhrman & Azam, 1980; Leigh McCallister & del Giorgio, 2008). *G. semen* er trolig en stor kilde til DOM som blir anvendt av bakterier -> protister -> mikrozooplankton, da den store mengden fytoplankton-biomassen ikke direkte inngår i dietten i noen høyere trofiske nivåer. Derfor får trolig mikroorganismene en økt omsetning av karbon når oppblomstringer kollapser, som tidligere vist i Kamiyama et al. (2000). Ifølge Azam et al. (1983) skulle næringsstoffene videre fra den mikrobielle loopen bli ført tilbake til de større konsumentene i næringskjeden.

Problemstillingen i *G. semen*-vann er at zooplankton som ville ført næringsstoffene fra den mikrobielle loopen opp til høyere trofiske nivå er borte. Unntaket er *C. quadrangula* som også spiser bakteriene, men denne arten fører tvilsomt noen merkbare mengder energi og næringsstoffer videre til større konsumenter. Dette er fordi veksten av *C. quadrangula* stagnerte da *G. semen* ble påvist (Figur 8 og Figur 9). Næringsstoffene fra *G. semen* foreslås derfor mer eller mindre å forbli i den mikrobielle loopen. Næringsdynamikken mellom deltagerne i den mikrobielle loopen og zooplankton er svært kompleks, da dyrene som er føde for zooplankton samtidig er konkurrenter i samme nisje (Sidall et al., 2001). Resultatene indikerer dog en forbindelse mellom den mikrobielle loopen og *C. quadrangula*, spesielt under oppblomstring-kollaps, hvilket bør undersøkes videre i fremtidige studier.

4.5 Oppsummerende vurdering

Resultatene fra Brønnerødtjern indikerer at artssammensetningen av zooplankton allerede har vært igjennom et skifte. Scenarioet i Brønnerødtjern samsvarer med artssammensetninger i tidligere i *G. semen*-studier, hvor spesielt *C. quadrangula*, *B. longispina* og *C. flavicans* er fremtredende arter, mens *Daphnia* er fraværende (Johansson et al., 2013a; Johansson et al., 2016; Pęczuła et al., 2018). Som vist av Johansson et al. (2016) øker graden av heterotrofi langs en gradient av *G. semen*, hvor næringsstoffer fra primærproduksjon blir mindre viktig, mens næringsnettet baseres på næringsstoffer fra heterotrofe prosesser i større grad. Nettopp *C. quadrangula* og *B. longispina* er arter som har vist å beite på bakterier (DeMott, 1988), hvilket er en fordelaktig egenskap i vann hvor andre spiselige fytoplankton-arter mangler. Til tross for at disse to artene er bedre tilpasset *G. semen*-dominerte miljøer, enn for eksempel

Daphnia, påvirkes de fremdeles negativt når algen opptrer. Populasjonsdynamikken hos *C. quadrangula* og *B. longispina* er enda ikke helt forstått, da studier finner forskjellige responser i bestandene på dette feltet (Johansson et al., 2013a; Salonen & Rosenberg, 2000).

At bestanden av *C. quadrangula* øker når *G. semen*-celler brytes ned støtter Pęczuła et al. (2017) sitt forslag om at enkelte arter kan utnytte nedbrutt *G. semen*-masse via den mikrobielle loopen, mens dette synes å ikke gjelde *B. longispina* (Figur 8 og Figur 9). Det er derfor mulig å foreslå at enkelte ledd i næringsnett med *G. semen*-oppblomstringer tolererer algens effekter i større grad enn andre: Zooplankton som tolerer dietter bestående av hovedsakelig bakterier, detritus og annen føde enn fytoplankton selekteres, slik som *C. quadrangula*. Predatorer som er tilpasset beiting på disse artene igjen, slik som *C. flavicans*, kan også få et økt næringsgrunnlag, men dette forslaget er basert på et svakt datagrunnlag.

Hypotesen i dette studiet, dominans av *Gonyostomum semen* fører til overgang fra store zooplankton-arter som kan spise *Gonyostomum* (særlig *Daphnia*) til små arter som lever av andre alger/bakterier, aksepteres med noen bemerkninger. Det finnes ikke langtidsdata med kunnskap om andre arter som har vært i Brønnerødtjern før, ergo ingen annen artssammensetning å sammenligne med eller ha et skifte fra. Det var heller ingen arter i dette studiet som åpenbart forsvant helt i sesongen 2019 på grunn av *G. semen*. Mangel på føde later til å være en stor årsak til at større zooplankton ikke kan overleve i vann med algen. Med dette tatt i betraktning er det svært sannsynlig at andre zooplankton-arter har vært til stede tidligere, da *G. semen* ikke utgjorde så stor del av den totale fytoplankton-biomassen.

Generelt sett for alle vann med *G. semen*-oppblomstringer er det lite som tyder på at *Daphnia* blir borte hovedsakelig på grunn av planktivore fisk, da *Daphnia* opptrer med fisk i naturlige systemer (Ebert, 2005). Predasjon fra fisk er fremdeles en reduserende faktor på *Daphnia*-bestander, men beitepresset fra denne kilden er trolig mindre i *G. semen*-vann, hvor små fisk som spiser spesielt mye zooplankton er selektert bort (Trigal et al., 2011). Nå indikerer likevel den lokale informasjonen at fiskesamfunnet i Brønnerødtjern kan bestå av mindre og potensielt planktivore fisk. Prøvefiske må derfor gjennomføres før en sterk eller svak forbindelse mellom zooplankton og fisk kan foreslås.

I det større perspektivet, for vann som Brønnerødtjern, er det mulig at sedimentasjonsraten kan bli endret. Dersom utvekslingen av energi og næringsstoffer hovedsakelig er begrenset til *G. semen* og den mikrobielle loopen, vil nedbrytning og gjenbruk av næringsstoffene fortsette,

gitt at oksygen er til stede. Dersom oksygen ikke er til stede, hvilket er en gjengående trend i humøse vann, vil nedbrytning ta svært lang tid (Tranvik & Hessen, 1998). Organismer, som *G. semen*, vil da sedimentere som mindre nedbrutt detritus. Sedimentene utgjør dermed et lager av fosfor som kan lekke ut av sedimentet (Wetzel, 2001). Utlekkingen kan igjen være en svært fordelaktig mekanisme for algen, dersom den henter fosfor fra hypolimnion (P. Eloranta, 1995), samtidig som den henter ammonium (Rohrlack, 2020a).

Anaerob nedbrytning ble registrert 31. juli og 5. august (Figur 5) med lukten av H₂S. I tillegg ble svært løst bunnsediment visuelt observert. Sedimentkjernen fra Brønnerødtjern 2018 (Vedlegg 2) viste også et løst sediment øverst, mens substratet besto av leire først ca. 100 år tilbake. Da var sedimentasjonsraten på rundt 0,3 cm/år, mens de siste 20 årene har den ligget på rundt 1 cm/år. Sjiktene av de ulike substratene var visuelt synlig da kjernen ble tatt. Årsaken til den økte sedimentasjonsraten i Brønnerødtjern er ukjent, da substratets opphav ikke er kjent, men det foreslås å være relatert til den store belastningen av DOC og anoksiske forhold beskrevet tidligere i avsnittet. Med dagens svært høye sedimentasjonsrate vil vannet være tilnærmet gjengrodd om 400 år. Sedimentasjonsraten indikerer en fremskyndet suksesjon, hvor vann blir til myr, og er interessant for Brønnerødtjernes levetid.

Videre kan oppblomstringer av *G. semen* vanskeliggjøre klassifisering av økologisk tilstand. Fytoplankton gir en klorofyll-*a*-verdi, hvilket blir brukt til estimering av fosfor. Der *G. semen* danner oppblomstringer vil dermed fosforkonsentrasjonene bli registrert som svært høye uten at vannet ellers viser karakteristiske tegn til høy grad av trofi (Vanndirektivet, 2018). I tillegg vil økologisk tilstand bli sterkt påvirket av algen da den trolig begrenser veksten til de øvrige trofiske nivåene.

G. semen kommer trolig til å fortsette å spre seg til andre vann i Norge, men også i Skandinavia, med økt belastning av DOC og økte temperaturer (Pęczuła et al., 2013; Rengefors et al., 2012; Trigal et al., 2013). Som foreslått i tidligere studier, og videre støttet i dette studiet, har *G. semen* dramatiske effekter på økosystemer. Næringsstoffene som vanligvis føres fra primærprodusenter stopper hos primærprodusentene og lavere trofiske nivå, mens konsumentene lenger opp i næringsnett må finne andre kilder til føde, eller dø. Effektene *G. semen* har på økosystemer er i dag mest synlig på zooplankton-sammensetninger. Kommunene og annen vannforvaltning oppfordres til å kartlegge fytoplankton-sammensetningen i de boreale innsjøene i Norge for å få en oversikt over hvor *G. semen* er etablert, og hvor den danner oppblomstringer. Forhåpentligvis har dette studiet

bidratt med data på hvordan zooplankton reagerer i svært humøse vann sammen med *G. semen*.

5 Konklusjon

Det svært humøse vannet Brønnerødtjern viste oppblomstring av *G. semen* sesongen 2019. Av zooplankton ble det funnet *C. quadrangula*, *B. longispina*, *C. flavicans*, *Leptodora kindtii*, nauplius, calanoide og cyclopoide copepoder. Da *G. semen* ble påvist 24. juni ble vekstraten til alle de ulike bestandene av zooplanktons negativ, utenom nauplius. Funnene av *C. quadrangula*, *B. longispina* og *C. flavicans* samsvarer med artssammensetningen fra andre undersøkte *G. semen*-vann. Tilstedeværelsen av disse artene forsterker hypotesen i dette studiet om at mindre cladocera med tilpasset beiting på mindre arter av fytoplankton og bakterier selekteres når *G. semen* dominerer fytoplankton-biomasse. Det er svært sannsynlig at *Daphnia* fantes i Brønnerødtjern tidligere, og at det dermed var et skifte fra store til små zooplankton-arter, da *G. semen* ble etablert i vannet. Dermed bekreftes hypotesen.

Mesteparten av næringsstoffene som stammer fra *G. semen* forblir trolig i de lavere trofiske nivåene (mikrobiell loop og *G. semen*) når det er oksygen til stede. En liten del av næringen bundet til *G. semen* ble ført videre til *C. quadrangula* og trolig *C. flavicans*. Utvekslingen av næringsstoffer til *C. quadrangula* skjedde antageligvis via bakteriene og detritus produsert under kollaps av *G. semen*-oppblomstringen. Under anoksiske forhold er det sannsynlig at næringsstoffene sedimenterer som detritus. Sedimentasjonsraten er svært høy, ≈ 1 cm/år. Dette gir vannet Brønnerødtjern en svært forkortet levetid, rundt 400 år, dersom sedimentasjonen fortsetter i samme tempo. Faktorer som styrer den høye sedimentasjonsraten foreslås å være den store belastningen av DOC og anoksiske forhold.

Fra et større økologisk perspektiv ble det ikke identifisert noen gode næringsveier fra lavere trofiske nivå til høyere trofiske nivåer, som fisk. Det er derfor svært interessant å kartlegge fiskesamfunnet i Brønnerødtjern med et prøvefiske, og samtidig undersøke hva fisken lever av. *G. semen* har dermed vist i dette studiet å gi en sterk begrensning på zooplankton-biomasseproduksjon, hvilket videre forsterker oppfatningen av *G. semen* som en blindvei i næringsnett der algen danner oppblomstringer.

Referanser

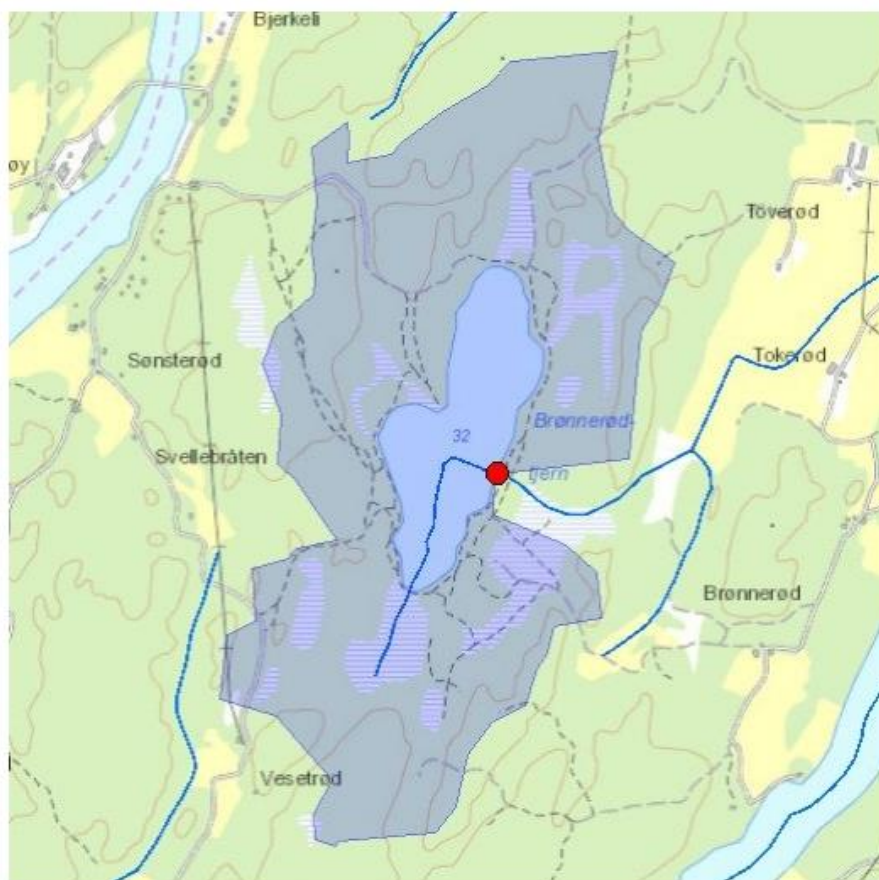
- Anderson, D. M., Glibert, P. M. & Burkholder, J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25 (4): 704-726. doi: 10.1007/BF02804901.
- Azam, F., Fenchel, T., Field, J., Gray, J. S., Meyer-Reil, L. A. & Thingstad, T. F. (1983). The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10: 257-263.
- Bjørndalen, K. (1982). Gonyostomum semen - En ny problemalge?
- Björnerås, C. (2014). Grazing resistance due to trichocysts may boost bloom formation in the HAB species Gonyostomum semen.
- Błędzki, L. & Rybak, J. (2016). *Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe: Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida) Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analysis.*
- Bottrell, H. H. (1975). The relationship between temperature and duration of egg development in some epiphytic cladocera and copepoda from the River Thames, reading, with a discussion of temperature functions. *Oecologia*, 18 (1): 63-84. doi: 10.1007/BF00350636.
- Brooks, J. L. & Dodson, S. I. (1965). Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science*, 150 (3692): 28-35.
- Browman, H., Kruse, S. & O'Brien, W. J. (1989). Foraging behavior of the predaceous cladoceran, Leptodora kindti, and escape responses of their prey. *Journal of Plankton Research*, 11: 1075-1088. doi: 10.1093/plankt/11.5.1075.
- Burns, C. W. (1968). The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnology and Oceanography*, 13 (4): 675-678. doi: 10.4319/lo.1968.13.4.0675.
- Calbet, A. & Landry, M. R. (2004). Phytoplankton growth, microzooplankton grazing, and carbon cycling in marine systems. *Limnology and Oceanography*, 49 (1): 51-57. doi: 10.4319/lo.2004.49.1.0051.
- Callieri, C. (2007). Picophytoplankton in Freshwater Ecosystems: The Importance of Small-Sized Phototrophs. *Freshwater Review*, 1: 1-28. doi: 10.1608/FRJ-1.1.1.
- Cockroft, R., Jenkins, W. R., Irwin, A., Norman, S. & Brown, K. C. (2019). Emergence timing and voltinism of phantom midges, Chaoborus spp., in the UK. *bioRxiv*: 676874. doi: 10.1101/676874.
- Cronberg, G., Lindmark, G. & Björk, S. (1988). Mass development of the flagellate Gonyostomum semen (Raphidophyta) in Swedish forest lakes - an effect of acidification? *Hydrobiologia*, 161 (1): 217-236. doi: 10.1007/bf00044113.
- de Wit, H. A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G. A., Futter, M. N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D. O., Råike, A., Laudon, H. & Vuorenmaa, J. (2016). Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science & Technology Letters*, 3 (12): 430-435. doi: 10.1021/acs.estlett.6b00396.
- 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: 10.1002/ecy.1758.
- DeMott, W. (1988). Discrimination Between Algae and Detritus by Freshwater and Marine Zooplankton. *Bulletin of Marine Science*, 43: 486-499.
- DeMott, W. R. & Watson, M. D. (1991). Remote detection of algae by copepods: responses to algal size, odors and motility. *Journal of Plankton Research*, 13 (6): 1203-1222. doi: 10.1093/plankt/13.6.1203.
- Ebert, D. (2005). Ecology, Epidemiology, and Evolution of Parasitism in Daphnia. *Bethesda (MD): National Library of Medicine (US).*
- Eiler, A., Langenheder, S., Bertilsson, S. & Tranvik, L. J. (2003). Heterotrophic bacterial growth efficiency and community structure at different natural organic carbon concentrations. *Applied and environmental microbiology*, 69 (7): 3701-3709. doi: 10.1128/aem.69.7.3701-3709.2003.

- Faithfull, C. L., Mathisen, P., Wenzel, A., Bergström, A. K. & Vrede, T. (2015). Food web efficiency differs between humic and clear water lake communities in response to nutrients and light. *Oecologia*, 177 (3): 823-835. doi: 10.1007/s00442-014-3132-2.
- Fuhrman, J. A. & Azam, F. (1980). Bacterioplankton Secondary Production Estimates for Coastal Waters of British Columbia, Antarctica, and California. *Applied and Environmental Microbiology*, 39 (6): 1085.
- Greene, C. (1988). Foraging tactics and prey-selection patterns of omnivorous and carnivorous calanoid copepods. *Hydrobiologia*, 167-168: 295-302. doi: 10.1007/BF00026317.
- Gutseit, K., Berglund, O. & GranÉLi, W. (2007). Essential fatty acids and phosphorus in seston from lakes with contrasting terrestrial dissolved organic carbon content. *Freshwater Biology*, 52 (1): 28-38. doi: 10.1111/j.1365-2427.2006.01668.x.
- Hagman, C. H. C., Ballot, A., Hjermmann, D. Ø., Skjelbred, B., Brettum, P. & Ptacnik, R. (2015). The occurrence and spread of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744 (1): 1-14. doi: 10.1007/s10750-014-2050-y.
- Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S. F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-Å., Søndergaard, M. & Strand, J. (1998). Biomanipulation as an Application of Food-Chain Theory: Constraints, Synthesis, and Recommendations for Temperate Lakes. *Ecosystems*, 1 (6): 558-574. doi: 10.1007/s100219900051.
- Harding, J. P., Marshall, S. M. & Orr, A. P. (1951). Time of Egg-laying in the Planktonic Copepod *Calanus*. *Nature*, 167 (4258): 953-953. doi: 10.1038/167953a0.
- Hart, R. C. (1990). Copepod post-embryonic durations: pattern, conformity, and predictability. The realities of isochronal and equiproportional development, and trends in the opepodid-naupliar duration ratio. *Hydrobiologia*, 206 (3): 175-206. doi: 10.1007/BF00014085.
- Hebert, P. D. N. (1987). Genotypic characteristics of the Cladocera. *Hydrobiologia*, 145 (1): 183-193. doi: 10.1007/BF02530279.
- IPCC. (2014). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability.
- Iwabuchi, T. & Urabe, J. (2010). Phosphorus acquisition and competitive abilities of two herbivorous zooplankton, *Daphnia pulex* and *Ceriodaphnia quadrangula*. *Ecological Research*, 25: 619-627. doi: 10.1007/s11284-010-0692-4.
- Johansson, K. S. L., Trigal, C., Vrede, T. & Johnson, R. K. (2013a). Community structure in boreal lakes with recurring blooms of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen*. *Aquatic Sciences*, 75 (3): 447-455. doi: 10.1007/s00027-013-0291-x.
- Johansson, K. S. L., Vrede, T., Lebret, K. & Johnson, R. K. (2013b). Zooplankton Feeding on the Nuisance Flagellate *Gonyostomum semen*. *PLOS ONE*, 8 (5): e62557. doi: 10.1371/journal.pone.0062557.
- Johansson, K. S. L., Trigal, C., Vrede, T., van Rijswijk, P., Goedkoop, W. & Johnson, R. K. (2016). Algal blooms increase heterotrophy at the base of boreal lake food webs-evidence from fatty acid biomarkers. *Limnology and Oceanography*, 61 (5): 1563-1573. doi: 10.1002/lno.10296.
- Kamiyama, T., Itakura, S. & Nagasaki, K. (2000). Changes in microbial loop components: Effects of a harmful algal bloom formation and its decay. *Aquatic Microbial Ecology - AQUAT MICROB ECOL*, 21: 21-30. doi: 10.3354/ame021021.
- Korneva, L. (2014). Invasions of alien species of planktonic microalgae into the fresh waters of Holarctic (Review). *Russian Journal of Biological Invasions*, 5: 65-81. doi: 10.1134/S2075111714020052.
- Lebret, K., Fernández Fernández, M., Hagman, C. H. C., 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: 10.4319/lo.2012.57.3.0727.
- Leigh McCallister, S. & del Giorgio, P. A. (2008). Direct measurement of the d13C signature of carbon respired by bacteria in lakes: Linkages to potential carbon sources, ecosystem baseline metabolism, and CO2 fluxes. *Limnology and Oceanography*, 53 (4): 1204-1216. doi: 10.4319/lo.2008.53.4.1204.
- Lepistö, L., Antikainen, S. & Kivinen, J. (1994). The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes. *Hydrobiologia*, 273 (1): 1-8. doi: 10.1007/bf00126764.

- McManus, G. B. & Katz, L. A. (2009). Molecular and morphological methods for identifying plankton: what makes a successful marriage? *Journal of Plankton Research*, 31 (10): 1119-1129. doi: 10.1093/plankt/fbp061.
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A. & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14: 313-334. doi: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>.
- P. Eloranta, A. R. (1995). Light as a factor affecting the vertical distribution of *Gonyostomum semen* (EHR.) diesing (Raphidophyceae) in lakes.
- Pęczuła, W., Poniewozik, M. & Szczurowska, A. (2013). *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing bloom formation in nine lakes of Polesie region (Central–Eastern Poland). *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, 49 (4): 301-308.
- Pęczuła, W., Mencfel, R. & Kowalczyk-Pecka, D. (2014). Among-lake variation in vertical distribution of invasive, bloom-forming algal species *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in stratified humic lakes of eastern Poland. *International Review of Hydrobiology*, 99 (4): 317-325. doi: 10.1002/iroh.201301661.
- Pęczuła, W., Toporowska, M., Pawlik-Skowrońska, B. & Koreiviene, J. (2017). An experimental study on the influence of the bloom-forming alga *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) on cladoceran species *Daphnia magna*. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* (418): 15.
- 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. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* (419): 28.
- Phillips, G., Pietiläinen, O. P., Carvalho, L., Solimini, A., Lyche Solheim, A. & Cardoso, A. C. (2008). Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, 42 (2): 213-226. doi: 10.1007/s10452-008-9180-0.
- Porter, K., Sherr, E., Sherr, B., Pace, M. & Sanders, R. (2007). Protozoa in Planktonic Food Webs. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 32: 409-415. doi: 10.1111/j.1550-7408.1985.tb04036.x.
- Ptacnik, R., Solimini, A. G., Andersen, T., Tamminen, T., Brettum, P., Lepistö, L., Willén, E. & Rekolainen, S. (2008). Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (13): 5134. doi: 10.1073/pnas.0708328105.
- Reid, J. W. & Williamson, C. E. (2010). Chapter 21 - Copepoda. I: Thorp, J. H. & Covich, A. P. (red.) *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates (Third Edition)*, s. 829-899. San Diego: Academic Press.
- 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>.
- Rohrlack, T. (2020a). Hypolimnetic assimilation of ammonium by the nuisance alga *Gonyostomum semen*.
- Rohrlack, T. (2020b). The increasing success of *Gonyostomum semen* may challenge well-justified theories concerning CO2 balance in boreal lakes. .
- Rohrlack, T. H. (2019). Transport av næringsstoffer og humus til Lundebyvannet i Eidsberg kommune: MINA.
- 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 (10): 1841-1853. doi: 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: 10.1002/lno.10096.
- Shei, Iwakuma, T. & Fujii, K. (1988). Feeding of *Chaoborus flavicans* larvae (Diptera: Chaoboridae) on *Ceratium hirundinella* and *Daphnia rosea* in a eutrophic pond. *Japanese Journal of Limnology (Rikusuigaku Zasshi)*, 49: 227-236. doi: 10.3739/rikusui.49.227.
- Sidall, M., Leadbeater, B. & Green, J. (2001). The Flagellates: Unity, Diversity and Evolution. *The Journal of Parasitology*, 87: 1334. doi: 10.2307/3285296.

- Smirnov, N. N. (2017). Chapter 11 - Reproduction. I: Smirnov, N. N. (red.) *Physiology of the Cladocera (Second Edition)*, s. 151-174: Academic Press.
- Smyly, W. J. P. (1980). Food and feeding of aquatic larvae of the midge *Chaoborus flavicans* (Meigen) (Diptera: Chaoboridae) in the laboratory. *Hydrobiologia*, 70 (1): 179-188. doi: 10.1007/BF00015504.
- Stahl, J. B. (1966). The ecology of *Chaoborus* in Myers Lake, Indiana. *Limnology and Oceanography*, 11 (2): 177-183. doi: 10.4319/lo.1966.11.2.0177.
- Thorp, J. H. & Rogers, D. C. (2011). Chapter 16 - Copepods, Fish Lice, and Seed Shrimp: Subphylum Crustacea, Classes Maxillopoda and Ostracoda. I: Thorp, J. H. & Rogers, D. C. (red.) *Field Guide to Freshwater Invertebrates of North America*, s. 139-146. Boston: Academic Press.
- Thrane, J.-E., Hessen, D. O. & Andersen, T. (2014). The Absorption of Light in Lakes: Negative Impact of Dissolved Organic Carbon on Primary Productivity. *Ecosystems*, 17 (6): 1040-1052. doi: 10.1007/s10021-014-9776-2.
- Tranvik, L. & Hessen, D. O. (red.). (1998). *Aquatic humic substances: ecology and biogeochemistry*. Ecological Studies. Berlin: Springer.
- Trigal, C., Goedkoop, W. & Johnson, R. K. (2011). Changes in phytoplankton, benthic invertebrate and fish assemblages of boreal lakes following invasion by *Gonyostomum semen*. *Freshwater Biology*, 56 (10): 1937-1948. doi: 10.1111/j.1365-2427.2011.02615.x.
- Trigal, C., Hallstam, S., Johansson, K. S. L. & Johnson, R. K. (2013). Factors affecting occurrence and bloom formation of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen* in boreal lakes. *Harmful Algae*, 27: 60-67. doi: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.04.008>.
- Ukeles, R. & Sweeney, B. M. (1969). Influence of dinoflagellate trichocysts and other factors on the feeding of *Crassostrea virginica* larvae on *Monochrysis lutheri*. *Limnology and Oceanography*, 14 (3): 403-410. doi: 10.4319/lo.1969.14.3.0403.
- Urban, T. & Marcus, R. (2002). Dinoflagellate grazing on the raphidophyte *Fibrocapsa japonica*. *Aquatic Microbial Ecology*, 26 (3): 247-257.
- van Boekel, W., Hansen, F. C., Riegman, R. & Bak, R. P. M. (1992). Lysis-induced decline of *Phaeocystis* spring bloom and coupling with the microbial food web. *Marine Ecology - progress Series - MAR ECOL-PROGR SER*, 81: 269-276. doi: 10.3354/meps081269.
- van den Bosch, F. & Santer, B. (1993). Cannibalism in *Cyclops abyssorum*. *Oikos*, 67 (1): 19-28. doi: 10.2307/3545091.
- Vanndirektivet. (2018). Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- von Wachenfeldt, E. & Tranvik, L. J. (2008). Sedimentation in Boreal Lakes—The Role of Flocculation of Allochthonous Dissolved Organic Matter in the Water Column. *Ecosystems*, 11 (5): 803-814. doi: 10.1007/s10021-008-9162-z.
- Walseng, B. (2016a). *Glassrovkreps Leptodora kindtii Focke*. Artsdatabanken: NINA. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Pages/213786/Glassrovkreps?Key=1466165065#221439>.
- Walseng, B. (2016b). Snabelkreps *Bosmina longispina* Leydig. I: NINA. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Pages/213732/Snabelkreps>.
- Wetzel, R. G. (2001). 13 - THE PHOSPHORUS CYCLE. I: Wetzel, R. G. (red.) *Limnology (Third Edition)*, s. 239-288. San Diego: Academic Press.
- Williamson, C. E., Butler, N. M. & Forcina, L. (1985). Food limitation in naupliar and adult *Diaptomus pallasii*. *Limnology and Oceanography*, 30 (6): 1283-1290. doi: 10.4319/lo.1985.30.6.1283.
- Wright, S. W., Jeffrey, S. W., Mantoura, R. F. C., Llewellyn, C. A., 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 (2/3): 183-196.

Vedlegg 1



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

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

Lavvannskart

Vassdragsnr.: 003.B4
Kommune: Våler
Fylke: Østfold
Vassdrag: Mossevassdraget

Vannføringsindeks, se merknader

Middelvannføring (61-90)	15,0 l/(s*km ²)
Alminnelig lavvannføring	l/(s*km ²)
5-persentil (hele året)	l/(s*km ²)
5-persentil (1/5-30/9)	l/(s*km ²)
5-persentil (1/10-30/4)	l/(s*km ²)
Base flow	0,0 l/(s*km ²)

BFI

Klima

Klimaregion	Ost
Årsnedbør	843 mm
Sommernedbør	381 mm
Vinternedbør	461 mm
Årstemperatur	5,9 °C
Sommertemperatur	13,5 °C
Vintertemperatur	0,5 °C
Temperatur Juli	16,2 °C
Temperatur August	15,2 °C

Feltparametere

Areal (A)	1,8 km ²
Effektiv sjø (S _{eff})	12,6 %
Elvelengde (E _L)	0,8 km
Elvegradient (E _G)	5,1 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (G ₁₀₈₅)	3,2 m/km
Feltlengde(F _L)	1,2 km
H _{min}	32 moh.
H ₁₀	32 moh.
H ₂₀	33 moh.
H ₃₀	35 moh.
H ₄₀	36 moh.
H ₅₀	37 moh.
H ₆₀	38 moh.
H ₇₀	39 moh.
H ₈₀	40 moh.
H ₉₀	44 moh.
H _{max}	61 moh.
Bre	0,0 %
Dyrket mark	0,0 %
Myr	11,1 %
Sjø	12,6 %
Skog	76,1 %
Snaufjell	0,0 %
Urban	0,0 %

1) Verdien er editert

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindekser. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil tørrværsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

Vedlegg 2

Table 6. ^{210}Pb chronology of core BRON9-2 taken from Brønnerød tjern, Norway.

Depth cm	Drymass g cm ⁻²	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date AD	Age yr	±	g cm ⁻² yr ⁻¹	cm yr ⁻¹	± %
0	0	2018	0				
0.5	0.0135	2018	0	2	0.07	2.042	13
3.5	0.12	2016	2	2	0.0749	1.672	8.3
7.5	0.327	2013	5	2	0.0618	1.145	11.7
11.5	0.552	2010	8	2	0.0678	1.104	12.5
15.5	0.8185	2006	12	2	0.0622	0.91	9.4
19.5	1.0985	2001	17	2	0.0594	0.858	8.4
23.5	1.372	1996	22	2	0.0496	0.729	11.5
26.5	1.5745	1992	26	2	0.058	0.828	15.7
29.5	1.792	1988	30	2	0.0467	0.609	13.8
33.5	2.1115	1982	36	3	0.0587	0.712	18.1
37.5	2.4515	1975	43	3	0.0402	0.47	17.8
41.5	2.796	1968	50	4	0.0577	0.654	43.6
45.5	3.157	1959	59	4	0.033	0.349	22.8
49.5	3.551	1950	68	6	0.0623	0.644	34.4
53.5	3.931	1944	74	6	0.064	0.663	49.3
57.5	4.323	1940	78	6	0.0953	0.978	52.4
61.5	4.711	1937	81	7	0.0527	0.572	40.9
65.5	5.061	1928	90	8	0.0266	0.301	33.2
69.5	5.417	1917	101	11	0.0421	0.473	50.6
73.5	5.7729	1905	113	16	0.021	0.236	49.2

Vedlegg 3

Dato	Copepoda	Nauplius	Cyclopoida	Calanoida	C. quadrangula	B. longispina	Chaoborus	L. kindtii
08.apr	143333	41333	83333	18667	0	0	0	0
15.apr	84667	29667	38000	17000	333	333	0	0
29.apr	101667	54000	22333	25333	1667	1667	0	0
13.mai	580000	418000	67667	94333	13333	16000	0	0
27.mai	538000	279667	193000	65333	82667	49667	0	0
06.jun	504667	246667	164667	93333	457333	62667	1333	0
24.jun	797333	488333	153000	156000	290667	9333	2000	0
08.jul	896667	759000	71333	66333	131667	1333	0	1333
22.jul	510000	441000	17333	51667	104000	1333	667	1667
31.jul	439733	278467	132933	28333	157600	2667	1200	0
05.aug	415333	206133	173467	35733	58000	3667	467	667
19.aug	340333	244867	91400	4067	84600	6733	0	0
09.sep	311000	105000	188000	18000	185667	0	667	0
Dato	Temp snitt	TP µg/l	TN mg/l	Farge mg/l P	DOC mg/l	Heteroxanthin		
08.apr	8,1	20,9	0,73	151,7	19,9	0		
15.apr	7,1	20,6	0,67	143,9	19,5	0		
29.apr	11,8	20,1	0,68	133,2	18,7	0		
13.mai	12,0	24,3	0,63	129,3	18,0	0		
27.mai	14,9	34,3	0,60	134,2	17,6	0		
06.jun	16,2	30,4	0,60	132,3	17,5	0		
24.jun	17,7	33,6	0,62	163,5	20,0	2722		
08.jul	18,5	36,6	0,55	150,8	19,4	5571		
22.jul	20,0	41,0	0,55	139,6	19,6	5299		
31.jul	20,7	37,4	0,58	137,5	19,0	5251		
05.aug	20,2	64,6	0,66	152,8	19,0	9622		
19.aug	18,0	26,5	0,49	126,9	18,0	3492		
09.sep	14,9	29,6	0,54	160,7	22,5	5149		

Vedlegg 4

Dato	TP µg/l	TN mg/l	DOC mg/l	Farge mg/l	Heteroxanthin
08.04.2019	21,8	0,74	20,14	151,9	0
08.04.2019	20,0	0,7	19,8	151,1	0
08.04.2019	19,7	0,75	19,87	152,6	0
08.04.2019	22,0	0,72	19,66	151,1	0
15.04.2019	26,3	0,65	19,42	144,0	0
15.04.2019	18,5	0,65	19,51	143,6	0
15.04.2019	18,5	0,67	19,62	145,1	0
15.04.2019	19,2	0,71	19,47	142,9	0
29.04.2019	19,2	0,64	18,65	129,3	0
29.04.2019	18,5	0,61	18,82	129,3	0
29.04.2019	20,2	0,7	18,77	136,1	0
29.04.2019	22,5	0,75	18,6	138,0	0
13.05.2019	23,5	0,64	17,96	126,7	0
13.05.2019	24,3	0,64	17,97	130,5	0
13.05.2019	27,2	0,62	17,96	130,1	0
13.05.2019	21,9	0,63	18,18	130,1	0
27.05.2019	19,4	0,57	17,85	132,7	0
27.05.2019	33,1	0,59	17,97	134,2	0
27.05.2019	36,9	0,54	17,17	133,8	0
27.05.2019	47,7	0,68	17,26	136,1	0
06.06.2019	30,7	0,58	17,62	132,7	0
06.06.2019	34,4	0,58	17,67	133,8	0
06.06.2019	32,8	0,69	17,68	128,6	0
06.06.2019	23,5	0,53	17,05	134,2	0
24.06.2019	37,1	0,56	19,19	159,4	397
24.06.2019	35,5	0,64	19,68	158,3	1530
24.06.2019	29,9	0,7	19,85	160,5	795
24.06.2019	32,0	0,57	21,08	175,9	0
08.07.2019	32,7	0,53	19,22	151,1	872
08.07.2019	36,6	0,55	19,32	148,9	1553
08.07.2019	40,7	0,57	19,43	151,5	1927
08.07.2019	36,3	0,54	19,56	151,5	1218
22.07.2019	53,3	0,61	19,38	130,5	3057
22.07.2019	40,6	0,54	19,53	137,2	2243
22.07.2019	29,5	0,53	19,32	136,8	0
22.07.2019	40,7	0,5	19,98	153,8	0
31.07.2019	49,5	0,66	19	127,4	1829
31.07.2019	42,7	0,63	19,25	130,8	3423
31.07.2019	25,9	0,53	18,65	137,2	0
31.07.2019	31,6	0,49	19	154,5	0
05.08.2019	52,0	0,82	19,37	126,7	3081
05.08.2019	124,5	0,75	19,23	132,0	6116
05.08.2019	39,1	0,54	19,43	147,0	0
05.08.2019	42,7	0,53	18,15	205,6	424
19.08.2019	25,1	0,44	17,94	125,2	768
19.08.2019	27,0	0,48	17,97	127,1	1121
19.08.2019	26,4	0,49	17,89	127,4	1109
19.08.2019	27,3	0,53	18,01	127,8	494
09.09.2019	32,9	0,59	22,5	158,6	826
09.09.2019	29,0	0,55	22,44	160,2	1464
09.09.2019	28,2	0,51	22,32	159,8	1589
09.09.2019	28,4	0,51	22,64	164,3	1269

Vedlegg 5

Dato	Dybde	Prøvenr.	Temperatur	O2 mg/l	O2-metning %	pH	Konduktivitet µS/cm
08.04.2019	0,5	1	7,9	10,2	85,9	5,7	59
08.04.2019	1,5	2	7,3	10,1	83,8	5,6	60,3
08.04.2019	2,5	3	9	10,0	86,7	5,6	59,4
08.04.2019	3,5	4	8	10,0	84,2	5,7	60,6
15.04.2019	0,5	5	7,8	10,8	90,7	6,1	60
15.04.2019	1,5	6	7,3	10,7	88,8	5,6	59,5
15.04.2019	2,5	7	6,7	10,4	85,3	5,9	59,3
15.04.2019	3,5	8	6,4	10,2	82,9	6	59,3
29.04.2019	0,5	9	14,5	10,3	100,7	6,1	60,4
29.04.2019	1,5	10	14,2	10,2	99,1	6	59,1
29.04.2019	2,5	11	10,5	8,9	79,4	6	60,2
29.04.2019	3,5	12	7,9	5,5	46,2	5,7	61,5
13.05.2019	0,5	13	12,5	10,5	97,5	6,6	60,5
13.05.2019	1,5	14	12	10,4	96,5	6,4	50,2
13.05.2019	2,5	15	11,8	10,0	92	6,5	60,2
13.05.2019	3,5	16	11,5	9,9	91	6,4	59,9
27.05.2019	0,5	17	15,9	8,9	89,5	6,4	60
27.05.2019	1,5	18	15,8	8,7	88,1	6,4	58,9
27.05.2019	2,5	19	15,4	7,8	78	6,5	59,5
27.05.2019	3,5	20	12,4	3,1	29	6,1	62,7
06.06.2019	0,5	21	16,8	9,1	93,3	6,2	59,2
06.06.2019	1,5	22	16,5	9,1	92,7	6,5	59,4
06.06.2019	2,5	23	16,4	9,0	92,1	7	59,4
06.06.2019	3,5	24	15,1	7,1	70,8	7,2	59,4
24.06.2019	0,5	25	18,5	9,1	97	6	56,4
24.06.2019	1,5	26	18,1	8,9	93,7	6	55,8
24.06.2019	2,5	27	17,8	7,9	83,2	5,9	55,9
24.06.2019	3,5	28	16,4	5,1	51,9	5,7	58,6
08.07.2019	0,5	29	18,7	8,5	91,2	6	57
08.07.2019	1,5	30	18,5	8,4	90	6	56
08.07.2019	2,5	31	18,4	8,4	89,5	6	57
08.07.2019	3,5	32	18,2	8,2	86,5	6	57
22.07.2019	0,5	33	20,7	8,4	93,3	6,1	59
22.07.2019	1,5	34	20,4	7,9	87,6	6	58
22.07.2019	2,5	35	20,2	7,0	77,4	6,2	58
22.07.2019	3,5	36	18,6	0,8	1,9	5,8	63
31.07.2019	0,5	37	21,9	8,3	94,7	6,2	60
31.07.2019	1,5	38	21,9	8,1	92	6,3	58
31.07.2019	2,5	39	20,2	2,6	27	5,8	60
31.07.2019	2,9	40	18,7	0,2	2,2	5,8	65
05.08.2019	0,5	41	21,1	7,5	84	6,1	60
05.08.2019	1,5	42	21,1	7,2	80,2	6,1	59
05.08.2019	2,5	43	20,2	0,8	9,2	5,9	63
05.08.2019	3,2	44	18,5	0,2	1,6	6	77
19.08.2019	0,5	45	18,2	8,3	87,5	6,1	59,5
19.08.2019	1,5	46	18	8,2	86,8	6,1	58,7
19.08.2019	2,5	47	18	8,1	85,7	6,1	58,3
19.08.2019	3,1	48	17,9	8,0	84,1	6,1	58,6
09.09.2019	0,5	49	15	8,7	86,6	5,7	56
09.09.2019	1,5	50	15	8,7	86,1	5,7	54
09.09.2019	2,5	51	14,9	8,7	85,7	5,7	54
09.09.2019	3,5	52	14,7	8,5	83,2	5,6	54



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway