



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Styrende miljøfaktorer for oppblomstringer av *Gonyostomum semen* i en humøs og vegnær innsjø

Environmental factors controlling *Gonyostomum
semen* blooms in a humic lake located close to a road

Marie Vågen Johansen

Miljø og naturressurser, limnologi og vannressurser

FORORD

Masteroppgaven min markerer avslutningen på studiet miljø og naturressurser, ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er skrevet i studieåret 2021/22, og tilsvarer 60 studiepoeng. Statens vegvesen har støttet oppgaven finansielt, og jeg vil derfor gjerne takke dem for å ha gjort prosjektet mulig. Jeg vil også takke tilleggsveilederen min, Lene Heier Sørli, fra Statens vegvesen, for hjelp med å skaffe relevant informasjon.

Det er flere personer på NMBU jeg ønsker å takke. Tusen takk til Lill Katrin Gorseth, som var en suveren feltassistent. Som medstudent var hun også en svært sentral og god samarbeidspartner og støttespiller gjennom skriveprosessen. Avdelingsingeniør ved jord- og vannlaboratoriet, Eivind Molvesmyr, bisto også i feltarbeidet, i tillegg til at arbeidet hans med analysene på laboratoriet var essensielt for oppgaven min. Jeg vil derfor gi han en stor takk. Takk til de to hovedveilederne mine, Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack, som bidro i planleggingen og feltarbeidet i oppgaven, og som ga meg råd og tilbakemeldinger underveis i skriveprosessen.

Til slutt vil jeg hjertelig takke mine gode venner på lesesalen og i kollektivet, som har stått sammen med meg i denne prosessen, og som har gjort studietiden til en tid jeg kommer til å se tilbake på som et høydepunkt i livet.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, mai 2022

Marie Vågen Johansen

SAMMENDRAG

Algen *Gonyostomum semen*, har økt i utbredelse de siste tiårene i flere norske innsjøer, og er en art med forvaltningsmessige utfordringer og potensielt negative effekter for samfunnet. Økt utbredelse, mer dominans og flere oppblomstringer av algen, har i dag ingen enhetlig forklaring blant forskere. Derfor er det i dette studiet gjort analyser av flere kjemiske og fysiske variabler, for å kunne diskutere hvilke miljøfaktorer som er mest sentrale for å fremme oppblomstringer av algen. Til dette formålet blir Oppegårdstjern brukt, som er en dyp, humøs og vegnær innsjø i Viken fylke, som tidligere sesonger har hatt oppblomstringer av *Gonyostomum semen*. Det ble gjort feltarbeid fra mai til august 2021, hvor vannprøver fra ulike dyp ble samlet inn og analysert på laboratoriet. I tillegg ble det benyttet automatiske loggere til måling av temperatur og ledningsevne fra desember 2020 til slutten av feltperioden.

Resultatene for klorid og ledningsevne viste at innsjøen ikke var betydelig påvirket av vegsalt, og at oppblomstringer av *Gonyostomum semen* i innsjøen ikke skyldtes vegsaltpåvirkning. Likevel kan det ikke utelukkes at større tilførsler av salt fra veger vil kunne føre til kjemisk sjiktning, som potensielt kan bidra til oppblomstringer av algen, både i Oppegårdstjern og i andre innsjøer. Sjiktning gir flere steder en fordel til *Gonyostomum semen*, hvis sjiktningene bidrar til et oksygenfattig miljø og oppkonsentrering av løste næringsstoffer i hypolimnion. Flagellene til algen gjør nemlig at den, i motsetning til de fleste alger, kan vandre til hypolimnion i sjiktede innsjøer og ta opp løste næringsstoffer. I Oppegårdstjern er innsjøen for dyp, og oppkonsentreringen av næringsstoffer for liten, til at algen kan benytte seg av næringsstoffer i hypolimnion.

Miljøforholdene som var viktigst for å forklare oppblomstringer av *Gonyostomum semen* i Oppegårdstjern sommeren 2021, var trolig stabile værforhold og høye konsentrasjoner av løst organisk materiale, som bidro til en stabil temperatursjiktning. I tillegg var høy temperatur og næringstilgang i epilimnion sentralt. Dette kom frem av signifikante korrelasjoner mellom pigmentet som produseres av algen, og temperaturgradient, temperatur, og løst fosfor og nitrogen i innsjøen. Det bør derfor forventes økt utbredelse av *Gonyostomum semen* i takt med klimaendringer og mer «browning» av innsjøer i den kommende tiden. Utover gunstige miljøforhold, pekte de svært lave konsentrasjonene av næringsstoffer, samtidig som det var en kraftig oppblomstring av algen, på at *Gonyostomum semen* var godt tilpasset forholdene i Oppegårdstjern på grunn av sin fysiologi, mulig miksotrofisk næringsopptak, og biologiske interaksjoner med andre organismer.

ABSTRACT

The alga *Gonyostomum semen* has increased its distribution in several Norwegian lakes in recent decades, and is a species with administrative challenges and potentially negative effects on society. Today, researchers have not concluded on a uniform explanation for its increase in distribution, dominance, and blooms. Through analyzes of several chemical and physical variables, this study aims to discuss which environmental conditions are most important to promote blooms of the alga. The lake Oppegårdstjern is used for this purpose. The site is characterized as a deep, humic lake close to a road located in Viken county, and blooms of *Gonyostomum semen* has occurred in this lake previous seasons. Fieldwork was carried out from May to August 2021, where water samples from different depths were collected and analyzed in the laboratory. In addition, automatic loggers were used to measure temperature and conductivity from December 2020 until the end of the field period.

The chloride and conductivity results showed that the lake was not significantly affected by road salt, and that blooms of *Gonyostomum semen* in the lake were not caused by impacts from road salt. Nevertheless, it is possible that a larger supply of road salt could lead to chemical stratification, which could potentially contribute to blooms of the alga in Oppegårdstjern as well as in other lakes. In several places, stratification gives an advantage to *Gonyostomum semen*, if the stratification promotes oxygen depletion and accumulation of soluble nutrients in the hypolimnion. As opposed to non-flagellated species, the flagellated *Gonyostomum semen* can migrate down through the water column in stratified lakes and assimilate nutrients from the hypolimnion. In Oppegårdstjern the lake is too deep, with low accumulation of nutrients, making hypolimnetic nutrient assimilation impossible for the alga.

The environmental conditions that seemed most important in explaining blooms of *Gonyostomum semen* in Oppegårdstjern the summer of 2021, were stable weather conditions and high concentrations of dissolved organic matter, which stabilized the thermal stratification. Additionally, high temperatures and nutrient supply in the epilimnion were important. This was made evident by significant correlations between the pigment produces by the alga and the thermal gradient, temperature, and phosphate and nitrate in the lake. Increased distribution of the alga is to be expected in accordance with future climate change and increased “browning” of lakes. In addition to favorable environmental conditions, the co-occurring low nutrient concentrations and massive algal blooms, points towards the alga being well-adapted to the conditions in Oppegårdstjern, because of its physiology, possible mixotrophic nutrient assimilation and biological interactions with other organisms.

INNHold

1. INNLEDNING	1
1.1 <i>G. semen</i> sin fysiologi og biologisk tilpasning	2
1.2 Miljøfaktorer som kan forklare oppblomstringer av <i>G. semen</i>	3
1.3 Studiets formål.....	9
2 METODE	10
2.1 Områdebeskrivelse og påvirkningsfaktorer	10
2.2 Værdata	12
2.3 Sensorkjede til logging av temperatur og ledningsevne.....	13
2.4 Feltperiode med in situ-målinger og vannprøvetagning	13
2.5 Laboratoriearbeid og -analyser.....	14
2.5.1 Filtrering	14
2.5.2 TP	14
2.5.3 TN	15
2.5.4 Cl ⁻ og NO ₃ -N:	15
2.5.5 DOC:.....	15
2.5.6 PO ₄ -P:	16
2.5.7 NH ₄ -N:	16
2.5.8 Pigmenter	16
2.6 Behandling av data	17
3 RESULTATER	18
3.1 Værforhold.....	18
3.2 Indikatorer på kjemisk sjiktning	20
3.3 Temperatursjiktning, DOC og oksygenforhold.....	21
3.4 Næringsstoffer	23
3.5 Suksesjon i pigmentsammensetning	26
3.6 Statistikk.....	29
4 DISKUSJON	31
4.1 Vegsaltpåvirkning	31
4.2 Betydning av temperatur, temperatursjiktning og DOM for <i>G. semen</i> -dominans	33
4.3 Mulige næringsstoffkilder for <i>G. semen</i>	35
4.4 Økt dominans og utbredelse av <i>G. semen</i>	37
5 KONKLUSJON	39
REFERANSER	41

VEDLEGG	47
Vedlegg A : Nedbørsfeltet til Gloslibekken	47
Vedlegg B : Løsmassekart for undersøkelsesområdet	48
Vedlegg C : Plan for byggetrinn to av Oslofjordforbindelsen	48
Vedlegg D : Daglig totalnedbør i feltperioden	49
Vedlegg E : Daglig vindgjennomsnitt i feltperioden	49
Vedlegg F : Total fosfor	50
Vedlegg G : Total nitrogen	50
Vedlegg H : N:P-forhold	51
Vedlegg I : Diadinoxanthin og alloxanthin	52
Vedlegg J : In situ-målinger av temperatur, oksygen og ledningsevne	53
Vedlegg K : Ex situ-analyser av klorid, DOC og næringsstoffer	56
Vedlegg L : Pigmentanalyse	58

1. INNLEDNING

Algen *Gonyostomum semen*, heretter kalt *G. semen*, har økt i utbredelse i flere norske innsjøer, og er en lite ønsket art med forvaltningsmessige utfordringer (Hagman et al., 2015; Hongve et al., 1988; Rohrlack, 2020a). Oppblomstringer av *G. semen* ble først registrert av tyske Christian Gottfried Ehrenberg i 1853 utenfor Berlin, og algen hadde allerede den gang en global fordeling (Kusber, 2003). Siden den gang har algen blitt mer og mer vanlig i samtlige verdensdeler, har hatt kraftigere oppblomstringer, og har sannsynligvis blitt dominerende i nye innsjøer med nærhet til områder hvor algen allerede eksisterte (Hagman et al., 2015). Som en konsekvens av dette har algen de siste tiårene blitt registrert i flere nord-europeiske land, særlig i Polen, Russland og flere av de skandinaviske landene (Cronberg et al., 1988; Eloranta & Räike, 1995; Hagman et al., 2015; Hongve et al., 1988; Lepistö et al., 1994; Peçzuła et al., 2013; Rengefors et al., 2012; Rohrlack, 2020a; Trigal et al., 2011). De tidligste dokumenterte oppblomstringene av algen var alle i små, grunne og humøse innsjøer med høye fargetall og relativt lave pH-verdier, men algen har i senere tid dannet oppblomstringer i innsjøer med svært varierende størrelses-, nærings- og fargeforhold (Cronberg et al., 1988; Eloranta & Räike, 1995; Hagman et al., 2015; Hagman et al., 2020; Peçzuła et al., 2013). I flere studier blir *G. semen* ansett som en invaderende art i skandinaviske land, siden den ikke regnes som en del av den naturlige fytoplanktonfaunaen, og siden *G. semen* har hatt kraftig og rask spredning, og enkelte steder økt i biomasse (Angeler et al., 2010; Findlay et al., 2005; Lepistö et al., 1994; Rengefors et al., 2012). Andre studier har funnet proksier for *G. semen* i sedimentkjerner fra norske innsjøer, som er minst 170 år gamle (Hagman et al., 2020). Selv om algen bare muligens er en invaderende art, har den utvilsomt økt i biomasse siden før år 1900 (Hagman et al., 2020). Utbredelsen er problematisk siden algen produserer slimtråder som kan gi hudirritasjon for badere, og kraftige oppblomstringer kan føre til tetting av filtre ved vanninntak (Cronberg et al., 1988; Hongve et al., 1988; Lepistö et al., 1994; Münzner, 2019). På grunn av disse oppblomstringene, og de potensielle konsekvensene de kan få, er *G. semen* regnet som en problematisk og plagsom alge med potensielt svært negative effekter for samfunnet (Hagman et al., 2015; Rengefors et al., 2012).

Miljømålet for overflatevann i Norge er i hovedsak at vannforekomstene skal ha minst «god» økologisk og kjemisk tilstand, jf. Vannforskriften § 4 (Vannforskriften, 2006). Fastsetting av tilstanden baserer seg på målinger av biologiske, fysiske og kjemiske kvalitetsparametere, hvor blant annet klorofyll og fytoplanktonbiomasse analyseres (Direktoratsgruppen, 2018).

De målte verdiene skal ikke overskride grenseverdiene til tilstandsklasse «moderat» og dårligere, i henhold til lista for grenseverdier i ferskvann, utarbeidet av Miljødirektoratet. Dersom tilstanden er «moderat» eller dårligere, skal det iverksettes miljøforbedrende tiltak (Vannforskriften, 2006). De satte grenseverdiene baserer seg på at en gitt mengde av næringsstoffer gir en gitt mengde alger, slik at en analyse av algemengde gir et mål på hvor påvirket innsjøen er av næringsstoffer. *G. semen* inneholder svært mange kloroplaster, og har trolig tilgang på flere næringsstoffer enn de som finnes løst i vannfasen, som gjør at det kan bli stor algebiomasse i innsjøer som i utgangspunktet er næringsfattige (Cronberg et al., 1988; Hagman et al., 2015; Hongve et al., 1988; Münzner, 2019). Dermed gir en vurdering basert på klorofyll eller algemengde resultater som ikke kan sammenlignes med andre innsjøer, noe som er problematisk i forvaltningen. Kartlegging og overvåkning av vannkvalitet er en sentral og lovfestet del av vannforvaltningen, da det gir informasjon om miljøtilstand og langsiktige endringer i de naturlige forholdene som følge av menneskelig aktivitet (Vannforskriften, 2006). Historisk sett har *G. semen* vært til stede i færre innsjøer og i lavere konsentrasjoner enn i dag, men algen sin tilpasning, og endrede miljøforhold kan gi grunnlag for økt vekst. Økt utbredelse, flere oppblomstringer og større dominans av *G. semen* er en stor, stedvis uforklart, internasjonal utfordring, og det er derfor sentralt å skaffe mer data for å forstå og forklare hvilke økologiske tilpasninger og miljøforhold som styrer oppblomstringer av algen.

1.1 *G. semen* sin fysiologi og biologisk tilpasning

G. semen har flere fysiologiske tilpasninger som gjør at den har et konkurransefortrinn og en effektiv ressursutnyttelse sammenlignet med andre alger. For det første har den to flageller som muliggjør vertikal migrering i vannsøylen (Pearre, 2003). Dermed kan den utnytte større deler av vannsøylen enn alger uten denne egenskapen. I sjiktede innsjøer kan den bevege seg til dypere vannlag om natten og ta opp næringsstoffer, mens den holder seg i øvre vannlag på dagtid hvor det er lys til å drive fotosyntese (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2018; Lepistö et al., 1994; Pithart et al., 1997; Rohrlack, 2020b; Salonen & Rosenberg, 2000). *G. semen* unngår derfor næringsstoffs- og lyslimitasjon, så lenge avstanden mellom dybder med optimale lysforhold og dybder med tilstrekkelig næringstilgang ikke er større enn avstanden algen klarer å migrere i vertikal retning (Rohrlack, 2020b). Sassenhagen et al. (2014) dokumenterte at flere stammer av *G. semen* kan tilpasse seg til skiftende lysforhold ved å endre pigmentsammensetningen i fotosyntesemembranen, gjennom prosessen fotoakklimatisering. Algen har også tilegnet seg flere potensielt lysbeskyttende pigmenter, trolig opprinnelig fått fra endosymbiose av andre algeceller (Sassenhagen et al., 2014), og har

deretter beholdt denne gunstige tilpasningen gjennom naturlig seleksjon. Muligheten til å migrere til ideelle lysforhold, de fotoprotektive pigmentene og fotoakklimatiseringsprosesser som flere stammer sannsynligvis har, gjør at *G. semen* kan leve og drive fotosyntese under mange forskjellige lysforhold, og er godt tilpasset skiftende miljøforhold. Flagellene gir algen noe bevegelighet, men samtidig finnes det lite tidligere forskning på hvor dypt den klarer å bevege seg, og den vil antagelig slite med å styre bevegelsen sin i sirkulerende vann. Bevegeligheten gjør også at algen har en viss mulighet til å unngå beitere (Cronberg, 2005; Lebret et al., 2012; Pearre, 2003).

I tillegg har *G. semen* ytterligere motstandsmekanismer mot beiting. Algen har et livsstadie som bentiske hvilecyster når vekstforholdene ikke er optimale (Angeler et al., 2010; Cronberg, 2005; Figueroa & Rengefors, 2006), og kan unngå beitere ved at den oppdager kjemiske signaler fra dem, og tilpasser rekrutteringen fra hvilecyster til svømmende bestander etter signalene (Hansson, 1996; Hansson, 2000; Rengefors et al., 2008). Den svømmende algen er mellom 50 og 100 μm (Cronberg et al., 1988; Rengefors et al., 2012), og er med dette relativt stor, så beitere sliter med å spise den (Lebret et al., 2012). Den skiller også ut opptil 200 μm lange slimtråder fra tricosyster på utsiden av cellen ved ytre stimuli, noen ganger sammen med en giftig substans som gjør at andre organismer holder seg unna (Cronberg et al., 1988; Johansson et al., 2013). Det er disse slimtrådene som kan gi hudirritasjon for badere og tette vanninntak, men de brukes også til cellelysis av andre alger (Rengefors et al., 2008). Denne forsvarsmekanismen ødelegger cellemembranen til alger i kontakt med *G. semen*, og det er foreslått at *G. semen* kan utnytte næringsstoffene fra cellevæsken (lysattet) fra den ødelagte cellen. I studiet til Rengefors et al. (2008) kom de også frem til at *G. semen* kan assimilere karbon fra løst organisk materiale (DOM) ved osmotrofi. Algen har i så fall et miksotrofisk næringsopptak, som vil si at den kan få tak i karbon på andre måter enn å produsere det i fotosyntese. Noen studier mener det er de fysiologiske fordelene til algen – migrering, pigmenter, livssyklus, størrelse, slimtråder og osmotrofi – som forklarer økt utbredelse, dominans og oppblomstringer av *G. semen*.

1.2 Miljøfaktorer som kan forklare oppblomstringer av *G. semen*

Tidligere studier, og avgrensning av oppgaven

Mange studier har prøvd å forklare oppblomstringer av *G. semen*, og flere av dem påpeker også at informasjonen som er tilgjengelig i dag ikke kan gi en sikker forklaring for flere oppblomstringer og mer dominans av algen i de senere årene. Det finnes altså kun idéer om

hvordan *G. semen* oppfører seg, og det er ingen unison forklaring for den økende utbredelsen av algen. Å avgjøre hvilken eller hvilke ytre faktorer som forklarer utbredelse og oppblomstringer av fytoplankton er svært krevende, og blir ikke lettere av at mange arter tolerer flere nivåer av for eksempel temperatur, pH og næringsstoffer (Rengefors et al., 2012). Blant de vanligste forklaringene for oppblomstringer av *G. semen*, er økt temperatur, organisk materiale, farge og fosfor i innsjøen, som kan knyttes til varmere klima, «browning» og menneskelig aktivitet i nedbørsfeltene (Hagman et al., 2015; Hagman et al., 2018; Hagman et al., 2020; Hongve et al., 1988; Karosienè et al., 2016; Rengefors et al., 2012; Trigal et al., 2011; Trigal et al., 2013). Andre studier fremhever stabil sjiktning av vannsøylen som utslagsgivende for oppblomstringer av algen, særlig i humøse innsjøer med svekket lysinntrengning (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2020; Hongve et al., 1988; Pęczuła et al., 2013). En annen teori er at *G. semen* styres av næringsstoffer, som algen kan assimilere både i øvre og nedre vannlag (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2020; Lepistö et al., 1994; Pithart et al., 1997; Rohrlack, 2020a; Rohrlack, 2020b; Salonen & Rosenberg, 2000), men dette antas gjerne kun som en del av forklaringen. Utover dette finnes også flere studier med teorier om at viktige parametere blant annet er pH (Cronberg et al., 1988; Korneva, 2001), jern (Lebret et al., 2018), økologisk struktur og endringer i næringskjeden (Angeler et al., 2010; Findlay et al., 2005; Hansson, 1996; Johansson et al., 2013; Lebret et al., 2012). I denne oppgaven er kun variablene værforhold, innsjøtemperatur, løst organisk karbon, saltpåvirkning, oksygenforhold og næringsstoffer omtalt videre.

Værforhold og klimaendringer

Klimaet i et område definerer de normale rammene for temperatur og nedbør, og dette er sentralt for hvilke prosesser som foregår, og potensielt kan foregå, i en innsjø. En økning i lufttemperatur og lystilgang på grunn av endringer i værforhold, gir høyere innsjøtemperatur og økt primærproduksjon, i tillegg til at vekstsesongen forlenges med et utvidet intervall med varme vanntemperaturer (Wetzel, 2001). Flere studier peker på at temperaturen i den tempererte klimasonen har økt de siste tiårene, og at dette har vært en sterk pådriver til utbredelsen av *G. semen* i flere Skandinaviske land (Hagman et al., 2015; Hagman et al., 2018; Hagman et al., 2020; Hongve et al., 1988; Rengefors et al., 2012; Trigal et al., 2011; Trigal et al., 2013). Klimaforskere mener også at det vil bli hyppigere og mer intense nedbørsperioder i Norge i årene fremover. Mengden nedbør påvirker omfanget av tilsig fra omkringliggende områder og oppholdstiden i innsjøen, og kan derfor endre innsjøens tålegrense for forurensninger (Hongve et al., 2004; Haaland et al., 2010). Økt nedbør

forsterker transporten av organisk materiale og næringsstoffer fra terrestriske områder til innsjøene. Store og bratte nedbørsfelt gir generelt større tilførsel av vann til innsjøene, og større tilførsel av vann gir raskere vannutskiftning og kortere oppholdstid i innsjøen. Lang oppholdstid gir økt sårbarhet ved at vannutskiftningen går tregere, slik at stoffer forblir lenger i innsjøen. Sørøst-Norge har opplevd en jevn økning i både temperatur og nedbør siden slutten av 80-tallet (Hongve et al., 2004). Kombinasjonen av økt vårtemperatur, hyppigere og mer intens nedbør, og økt lokal, antropogen aktivitet i nedbørsfeltene, kan føre til en stor endring i fysiske, kjemiske og biologiske forhold og prosesser i innsjøene. Hagman et al. (2015) foreslår at utbredelsen av *G. semen* på Østlandet, men ikke på Vestlandet og i Nord-Norge, kan skyldes at Østlandet har varmere klima, større antropogen aktivitet i nedbørsfeltene, i tillegg til lenger oppholdstid i innsjøene, og dermed høyere næringsstoffkonsentrasjoner, som gir større biomasse og taksonomisk rikdom i fytoplankton.

Vind, sammen med lufttemperatur og solinnstråling, er viktige bakgrunnsfaktorer for å avgjøre sirkulasjons- og sjiktningsforhold i innsjøer, noe som igjen er avgjørende for en rekke andre forhold i innsjøen, som oksygenforhold og næringstilgang (Schlesinger & Bernhardt, 2020; Wetzel, 2001). På våren og høsten når innsjøtemperaturen gjerne er den samme i alle dyp, og hele vannsøylen har lik tetthet, vil selv en beskjeden vindpåvirkning kunne gi en fullstendig sirkulasjon av vannmassene. Da vil det bli en jevn fordeling av oksygen og oppløste stoffer i hele vannsøylen. Utover våren og på sommeren vil økt solinnstråling og høyere lufttemperatur føre til en oppvarming av de øvre vannlagene i innsjøen. I noen innsjøtyper, særlig dypere innsjøer, vil det da dannes en temperatursjiktning i vannsøylen. Dette skjer siden det varme overflatevannet har lavere tetthet enn det kaldere bunnvannet, og etter hvert som forskjellen mellom overflate- og bunntemperatur blir større, vil ikke vindpåvirkning være nok til å omrokere vannmassene i hele vannsøylen (Gorham & Boyce, 1989). Det blir da et markant skille, et *sprangsjikt*, mellom det varme overflatevannet kalt *epilimnion*, og det kalde bunnvannet; *hypolimnion*. Det er lite eller ingen tendens til at vann i epilimnion og hypolimnion blandes. Ved stabile stagnasjonsperioder kan alger stort sett bare være i epilimnion, mens *G. semen*, som kan vandre og slipper å svømme mot vertikale vannstrømninger og turbulens, kan oppholde seg også i nedre deler av vannsøylen, noe som sannsynligvis gir den en fordel.

Løst organisk materiale

I humøse innsjøer vil en høy konsentrasjon av løst organisk materiale (DOM) for det første bidra til å forsterke temperatursjiktningen. I de siste tiårene har DOM-konsentrasjoner økt kraftig, og omtrent fordoblet seg i flere innsjøer på den nordlige halvkule (Hongve et al., 2004). Dette fenomenet er kjent som «browning» av innsjøer, altså en økning av alloktont DOM, som er en respons på klimaendringer og reduksjon i sur nedbør (Deininger et al., 2017; Hongve et al., 2004; Riise et al., 2018). Fordi mer DOM gjør at mer lys absorberes, trenger lyset kortere ned i vannsøylen (Read & Rose, 2013; Strock et al., 2017). Det blir da kraftigere oppvarming av et tynnere varmt sjikt, slik at forskjellen i temperatur mellom epilimnion og hypolimnion, og temperatursjiktningen, blir mer intens (Read & Rose, 2013; Salonen & Rosenberg, 2000; Strock et al., 2017).

I tillegg til å øke stabiliteten av sjiktningen, påvirker DOM også andre forhold i innsjøen. DOM har betydning for algers lystilgang, og i humøse innsjøer er gjerne sonen med tilgang på lys (den eufotiske sonen) grunnere enn epilimnion (Read & Rose, 2013; Strock et al., 2017). Grunnere eufotisk sone enn epilimnion vil være ekstra problematisk i dype innsjøer, siden andelen av det totale innsjøvolumet som er egnet til å drive fotosyntese i dype innsjøer vil være enda mindre enn i grunne (Hagman, 2020; Seekell et al., 2015). Med mye DOM i vannet vil alger uten flageller slite med å få nok lys til å drive fotosyntese, mens *G. semen*, som kan bevege seg, vil ha et konkurransefortrinn (Deininger et al., 2017). Flere studier har vist at *G. semen* typisk har oppblomstringer i humøse innsjøer med svekket lysinntrengning og kraftig temperaturgradient (Eloranta & Räsänen, 1995; Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2020; Hongve et al., 1988; Pęczuła et al., 2013). Utover dette kan DOM også være positivt for *G. semen* ved at den får tilgang til næringsstoffer gjennom osmotrofi (Rengefors et al., 2008).

Saltpåvirkning fra motorveg

Salttilførsler fra motorveger er en parameter som kan ha innvirkning på tetthetsgradienten, og kan i enkelte tilfeller være en viktig driver for å skape sjiktninger i innsjøer. På norske veger blir flere typer vegsalt benyttet, men det brukes desidert mest (99,5 %) natriumklorid (NaCl) (Meland, 2010). Klor er svært lettløselig og mobilt, ikke sterkt involvert i jordkjemiske reaksjoner, og kun et sporelement i plantenæring. Derfor er klorid (Cl⁻) regnet som et konservativt element (Schlesinger & Bernhardt, 2020), som stort sett følger avrenningsvannet til nærmeste resipient (Bækken, 2006). Vegsaltpåvirkning blir altså bestemt ved å måle konsentrasjonen av kloridioner i vannfasen. Siden saltvann har større tetthet enn ferskvann,

vil vann med økt salinitet synke til bunnen av innsjøen. Dersom saltdifferansen er stor mellom bunn- og toppvann, kan det oppstå en kjemisk sjiktning (Amundsen et al., 2008; Bækken, 2006; Kjensmo, 1997; Meland, 2010; Novotny et al., 2008; Saunes et al., 2018; Saunes et al., 2019). Kjemisk saltsjiktning defineres av Statens vegvesen som en konsentrasjonsdifferanse mellom bunn- og toppsjikt på minst 10 mg/L klorid (Amundsen et al., 2008; Saunes et al., 2018; Saunes et al., 2019). Ved en vedvarende saltgradient kan sirkulasjonen i innsjøen, som vanligvis finner sted på våren og høsten, helt eller delvis opphøre (Hongve, 2004).

Saltsjiktning påvirker den elektriske konduktiviteten i vannsøylen ved forhøyede verdier i bunnsjiktet, men ledningsevne styres også av øvrige ioner i vannfasen, så høy ledningsevne betyr ikke nødvendigvis høy kloridkonsentrasjon.

Mer trafikk og høyere saltforbruk på norske veger kan føre til økt avrenning av salt, og oppkonsentrering av klorid i vegnære innsjøer. Det har vært nødvendig å øke saltforbruket på norske veger på grunn av økt mengde trafikk (Bækken, 2006; Meland, 2010). Ved å sammenligne mengderapporter fra Statens vegvesen som har saltdata fra 90-tallet (Strøm, 2012) med de nyeste rapporteringene (Isaksen, 2021), kommer det frem at mengden salt brukt på vegnettet i Norge tredoblet seg fra 90-tallet til vintersesongen 2011/12. Deretter har forbruket fortsatt å øke frem til 2017/18, men de siste tre sesongene har saltforbruket avtatt betraktelig. På riksveger i region øst i sesongen 2020/21 ble det likevel brukt så mye som ca. 31 000 tonn salt totalt, og 9 tonn salt per kilometer (Isaksen, 2021). Til tross for at saltforbruket har avtatt de siste tre vintersesongene, viser årsrapport fra Statens vegvesen til økt mengde norske innsjøer med forringet vannkvalitet grunnet salt (Statens vegvesen, 2021). Saltet brukt på vegene akkumuleres gjerne i grøfter og snøkanter, og dette kan gi høye konsentrasjoner i vegnære innsjøer i smelteperioder, når saltet kan transporteres med overvannet til innsjøene (Bækken, 2006; Meland, 2010). Økt saltforbruk kombinert med mer vann fra endret klima, og mer tette flater i urbane strøk, gjør at mer salt kan ende opp i innsjøer (Novotny et al., 2008). Foreløpig finnes det lite forskning på sammenhengen mellom økt saltpåvirkning av innsjøer og økt dominans av *G. semen*, men det virker sannsynlig at *G. semen* kan blomstre opp også i saltpåvirkede innsjøer, siden stratifisering tidligere har vist seg positivt for algen.

Oksygenforhold og næringsstoffer

Sjiktning av innsjøer har stor påvirkning på oksygenforhold og tilstandsformen til en rekke forbindelser, som næringsstoffer og metaller i epilimnion og hypolimnion. Dette kan igjen være sentralt for oppblomstringer av *G. semen*. Siden det er antatt at algen vandrer mellom toppsjikt og bunnsjikt i lagdelte innsjøer, i tillegg til at den har gunstige biologiske tilpasninger, kan den utnytte hele vannsøylen så sant innsjøen er grunn nok. Den har da tilgang på flere næringsstoffkilder enn alger flest. Det vil være et tydelig skille mellom de dominerende prosessene i epilimnion og hypolimnion, hvor overflaten har et høyere produksjons- til respirasjonsforhold (P:R-forhold) enn hypolimnion, hvor alltid $P < R$, siden det ikke er tilgang på lys som trengs i synteseprosesser (Schlesinger & Bernhardt, 2020). I tillegg til sollys, vann og uorganisk karbon (CO_2), trenger autotrofe organismer uorganiske næringsstoffer for å produsere de organiske energikildene som de heterotrofe organismene lever av. De uorganiske formene av fosfor og nitrogen, henholdsvis fosfat (PO_4^{3-}), nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+), er kjent som de mest sentrale makronæringsstoffene som bidrar til vekst hos primærprodusenter (Schlesinger & Bernhardt, 2020). Det er gjennom flere tiår diskutert om det er nitrogen eller fosfor som er mest begrensende for vekst hos ulike alger, inkludert *G. semen*, hvilket N:P-forhold organismene foretrekker, og hvor algene får tak i næringsstoffer fra. Det finnes fremdeles ingen generelle og sikre svar på disse spørsmålene.

I epilimnion kan alger produsere oksygen på dagtid dersom de har tilgang på de nødvendige substansene, og på nattestid forbrukes oksygen i autotrof respirasjon (Wetzel, 2001).

Eutrofiering, ofte definert som økt planteproduksjon på grunn av økt tilførsel av næringsstoffer, har vært foreslått å være en driver bak oppblomstringer av *G. semen* (Eloranta & Råike, 1995; Hongve et al., 1988; Lepistö et al., 1994). I sjiktede innsjøer kan nemlig næringsstoffer begrense produktiviteten i overflatevannet (Deininger et al., 2017; Schlesinger & Bernhardt, 2020). Næringsstoffene som tas opp og inkorporeres i biomassen til organismer, synker ut av epilimnion når organismene dør. Når vannmassene ikke sirkulerer vil det heller ikke bli noen intern transport av næringsstoffer, så organismene kan bli avhengige av tilførsler fra eksterne kilder, så sant de ikke har biologiske fordeler som gjør at de kan tilegne seg næringsstoffer utover det som finnes i løste fraksjoner i vannmassene.

Hypolimnion i en sjiktet innsjø vil etter hvert tappes for oksygen, noe som vil være avgjørende for tilstandsformen til en rekke forbindelser. Humøse innsjøer er antatt å være dominert av heterotrofe prosesser (Rohrlack, 2020b) med mineraliseringsprosesser av DOM og algebiomasse, som frigjør ammonium i hypolimnion, og tømmer de nedre vannmassene

for oksygen. Når det er tomt for oksygen kan mikroorganismer i stedet begynne å bruke nitrat som elektronakseptor i anaerob nedbrytning (Schlesinger & Bernhardt, 2020; Wetzel, 2001). Men når oksygen ikke er til stede forhindres nitrifikasjon, som er oksidasjon av ammonium til nitrat, så nitrat vil også etter hvert tømmes, slik at enda mindre effektive elektronakseptorer må benyttes i nedbrytningen. Oksygenfattig bunnvann fører videre til utlekking av næringsstoffer og metaller fra sedimenter, blant annet av fosfat og jern (Enell & Löfgren, 1988). I denne prosessen fører de reduserte forholdene til at treverdige jern i jernsulfat, eller i jernoksider og -hydroksider, reduseres til toverdige jern. Jernet danner sterke bindinger med blant annet sulfider, slik at det blir mangel på løste jernforbindelser som kan binde seg til fosfat. Ved fullsirkulasjon kan fosfatet fraktes opp i epilimnion, og føre til økt algevekst. Ved vedvarende stagnasjon av vannmassene vil det gradvis bli en akkumulering av stoffer på redusert form over sedimentene, som en følge av nedbrytningsprosesser og utlekking fra sedimentene. Det har tidligere blitt vist at *G. semen* har en fordel ved at den kan vandre til hypolimnion og assimilere noen av disse reduserte forbindelsene, hvor fosfat og ammonium blir trukket frem som viktige næringsstoffer (Rohrlack, 2020b; Salonen & Rosenberg, 2000). Det er også vist at algen foretrekker ammonium fremfor nitrat som nitrogenkilde (Rohrlack, 2020b). Men for å kunne ta opp stoffer i bunnvannet er algen avhengig av at vandreturen ikke blir for lang.

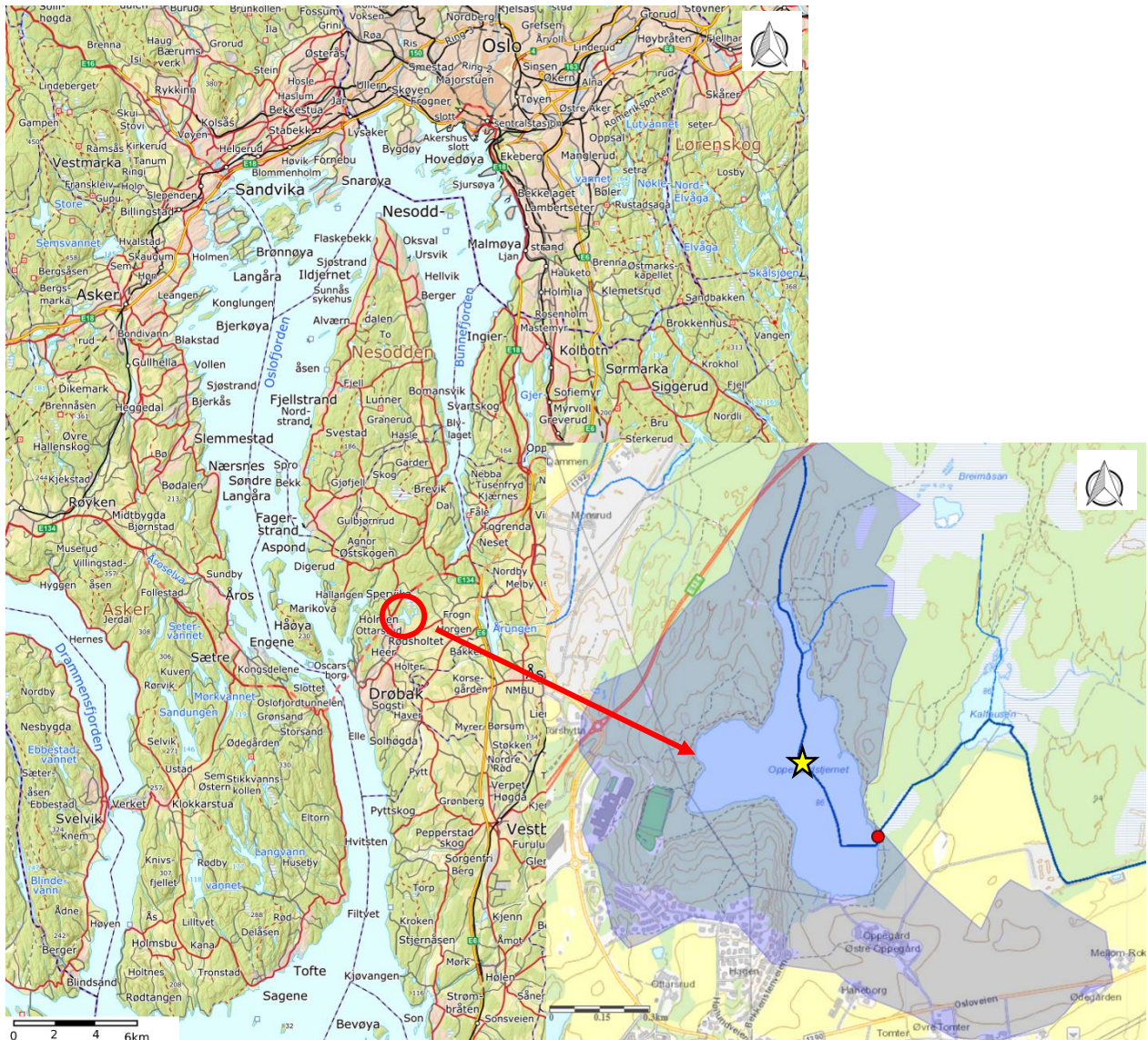
1.3 Studiets formål

Formålet med dette studiet er å undersøke oppblomstringer av *G. semen* og diskutere hvilke miljøfaktorer som er mest sentrale for å fremme oppblomstringer i en dyp, humøs og vegnær innsjø. Ved å måle flere kjemiske og fysiske variabler som tidligere har blitt relatert til økt mengde av *G. semen*, vil innvirkning av temperatur, lystilgang, sjiktning og næringsstoffer, eller en kombinasjon av disse på *G. semen*-oppblomstringer testes. Spesielt vil den potensielle effekten av vegsalt på sjiktningen i en vegnær innsjø vurderes, og hvordan dette kan endre seg i fremtiden. Til dette formålet blir Oppegårdstjern brukt; en humøs og vegnær innsjø i Viken fylke. Innsjøen har hatt flere oppblomstringer av *G. semen* tidligere år, blant annet så tidlig som i 1989 (Berge, 1991).

2 METODE

2.1 Områdebeskrivelse og påvirkningsfaktorer

Oppegårdtjern er studieområdet for oppgaven, og ligger sentralt i Frogn kommune, i Viken fylke på Østlandet (Figur 1). Med dette hører innsjøen til økoregion Østlandet (Direktoratsgruppen, 2018), og den ligger i vannområde Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget (PURA) (Vannportalen, 2022). Med denne beliggenheten, og en høyde på 86 meter over havet, ligger innsjøen under marin grense (Norges geologiske undersøkelse, 2022), og tilhører klimaregion lavland (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022c). Fra innsjøen er det ca. to kilometer til nærmeste havområde. Bekken i Bunnefjordsvassdraget som renner inn i Oppegårdtjern blir kalt Gloslibekken (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022b), og renner inn i innsjøen fra nord, og ut på østsiden, og ender til slutt i Bonnebukta, helt innerst i Bunnefjorden. Oppegårdtjern ligger øverst og oppstrøms i vassdraget. Nedbørsfeltet til bekken i Vedlegg A har enhet 005.31Z i NVEs Atlas (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022d), og har en størrelse på 6,8 km². Det er generert et delnedbørsfelt i NEVINA (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022a) fra et punkt i utløpet av tjernet (Figur 1). Dette nedbørsfeltet er ca. 1,4 km².



Figur 1: Til venstre: Oversiktsbilde over beliggenheten til Oppegårdstjern, hentet fra NIBIOs hovedkartløsning, Kilden (Norsk institutt for bioøkonomi, 2022). Til høyre: Delnedbørsfeltet til innsjøen, generert fra utløpet (rød prikk) i NEVINA (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022a). Stjernen markerer lokasjonen for prøvetagningen og plasseringen til de kontinuerlige loggerne.

Det genererte nedbørsfeltet er dominert av skog (54 %) med innslag av dyrket mark (21 %), myr (3 %) og bebyggelse (2 %), i tillegg til at innsjøen selv utgjør en andel av arealet (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022a). Det ligger en liten gård – Oppegård – sør for innsjøen, med jordbruksområder som har arenning til tjernet. Av løsmasser rundt tjernet er det mest torv og myr, marine strandavsetninger og tykke havavsetninger (Vedlegg B) (Norges geologiske undersøkelse, 2022). Nedbørsfeltet blir avgrenset av en slik tykk morene (Skimorenen) i sør. I nord ligger Breimåsan; et lite myrområde som tidligere har blitt brukt til uttak av torv. Det er vanskelig å si hvor mye vann som blir tilført Oppegårdstjern fra myrområdet, da området er relativt flatt (Heggland & Blindheim, 2004).

På nordvestsiden av innsjøen går E134 Oslofjordforbindelsen, og i dag planlegger Statens vegvesen å bygge ut vegen, vedtatt i Stortingsproposisjon 87, på grunn av økt mengde trafikk (Statens vegvesen, 2014). Utbyggingen omfatter blant annet at strekningen Måna-Vassum skal oppgraderes til firefeltsveg, og det skal bli nye kryssløsninger ved Måna (Vedlegg C). Omtrent 600 meter av E134 strekker seg gjennom nedbørsfeltet til Oppegårdstjern, og avrenningen fra vegen går ut i Gloslibekken, og ender opp i tjernet. I forbindelse med prosjektet undersøkte NIVA i 2013 vann- og sedimentkvalitet i Oppegårdstjern for å samle inn data som kunne beskrive en referansesituasjon før utbygging og drift av vegen (Bækken, 2014). I 2013 var kloridkonsentrasjonene i september og november ca. 15 mg/L i alle prøvene, både i dypvannet og overflatevannet.

Selve Oppegårdstjern har et areal på ca. 0,21 km² (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022c), og er i dag ansett som en humøs innsjø, med største dyp rundt midten av innsjøen, ved prøvetagningslokaliteten på ca. 13 m. Bunntopografien har ikke blitt kartlagt, men det antas at det kun er ett hovedbasseng, og at man må bevege seg langt mot land før det blir noe særlig grunnere (Rohrlack, 2021); (egne observasjoner). Tjernet har tidligere blitt klassifisert som vanntype 4 (L-N8) (Bækken, 2014), som vil si at tjernet er en lavlandsinnsjø, som er moderat kalkrik eller kalkrik, humøs og grunn (Direktoratsgruppen, 2018). Siden det ikke finnes bunnkart for innsjøen er volumet ukjent, men den teoretiske oppholdstiden antas å være på 3,2 år (Bækken, 2014).

2.2 Værdata

Sanntidsverdier og normalverdier for lufttemperatur og nedbør ble hentet fra Meteorologisk institutts vær- og klimadatateneste, seklima.met.no (Norsk klimaservicesenter, 2022a; Norsk klimaservicesenter, 2022b), og vinddata ble hentet fra NMBUs sanntidsverdier for meteorologiske observasjoner ved Feltstasjon for bioklimatiske studier – BIOKLIM (Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, 2022a; Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, 2022b). Alle værdata er fra værstasjon i Ås, som er stedet nærmest Oppegårdstjern som har langtidsobservasjoner. Små, lokale variasjoner mellom Oppegårdstjern og Ås kan inntreffe i undersøkelsesperioden, men ettersom det kun er ca. sju km i luftlinje mellom innsjøen og Ås, antas verdiene å være representative for Oppegårdstjern.

2.3 Sensorkjede til logging av temperatur og ledningsevne

En sensorkjede med loggere for temperatur og ledningsevne ble plassert av kvalifisert personell ved NMBU ved det dypeste punktet i innsjøen (markert med stjerne i Figur 1) den 26. november 2020, og ble tatt opp den siste dagen i feltperioden; 16. august 2021. Disse kontinuerlige målingene ble gjort for å få et overblikk over utviklingen i innsjøen fra vintersesongen og gjennom vekstsesongen. Det dypeste punktet ble valgt da det er antatt at innsjøen kun har ett hovedbasseng, og én prøvestasjon er tilstrekkelig for å gi et representativt bilde av innsjøtilstanden. Det er imidlertid viktig å huske at dette er en tilnærming, og at selv om resultatene stort sett er representative for vannforekomsten, vil det alltid være små variasjoner i ulike deler av resipienten.

Tolv HOBO temperaturloggere (Pendant Temperature/Light 64K Data Logger – UA-002-64) målte temperaturen ved ulike dyp; den øverste ved 1,7 m, nummer to ved 2,7 m, nummer tre ved 3,8 m, og deretter hver hele meter ned til den dypeste loggeren på 12,8 m. Ledningsevne ble målt med HOBO konduktivitetsloggere (Conductivity logger U24-001) ved sju dyp; 3,8, 5,8, 6,8, 7,8, 8,8, 9,8 og 11, 8 m. Loggerne avleste temperatur og ledningsevne hver andre time i perioden. Konduktivitetsloggerne målte ledningsevnen som spesifikk ledningsevne, mens konduktivitetsapparatet brukt i felt målte elektrisk ledningsevne. For å gjøre loggerverdiene sammenlignbare med feltresultatene, ble spesifikk ledningsevne konvertert til elektrisk ledningsevne ved å bruke denne formelen, hentet fra brukermanualen til loggerne (Onset, 2022):

$$25\text{ °C} = \text{Målt ledningsevne} / (1 - ((25 - \text{målt temperatur}) * 2 / 100))$$

2.4 Feltperiode med in situ-målinger og vannprøvetagning

Det ble gjort in situ-målinger av temperatur, ledningsevne og oksygen, i tillegg til at det ble tatt vannprøver. Dette ble gjort for å få et representativt bilde av utviklingen i innsjøen gjennom vekstsesongen. Den første dagen med målinger og prøvetagning i felt var onsdag 12. mai, og deretter var det feltdager med to ukers mellomrom frem til siste feltdag, som var mandag, 16. august. Feltdagene ble fordelt mellom to mastergradsstudenter på NMBU, og ved hver av innsamlingene var det med en dyktig feltassistent. De åtte feltdagene startet med å kjøre gummibåt med elektrisk motor til det dypeste punktet i innsjøen, hvor bøya med sensorkjeden var lokalisert (markert med stjerne i Figur 1). Det ble brukt et instrument, kalt YSI ProQuatro Multiparameter, til bestemmelse av temperatur, ledningsevne og oksygenprofil (avlest i metning og prosent), med avlesninger hver meter ned til tolv meters dyp.

Videre ble det tatt vannprøver med en Ruttner vannhenter fra sju ulike dyp (1, 2, 3, 5, 7, 9, og 11 m). Sju 0,5 liters vannflasker ble skylt tre ganger, og deretter fylt, med vann fra de gjeldende dypene. Flaskene ble deretter puttet i en kjøleboks, og transportert og analysert på lab samme dag. Totalt antall innhentede vannprøver på de åtte dagene var altså 56 flasker.

2.5 Laboratoriearbeid og -analyser

Ex situ ble de 56 vannprøvene analysert for total fosfor (TP), total nitrogen (TN), klorid (Cl^-), nitrat-nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$), løst organisk karbon (DOC), fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), ammonium-nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$) og pigmenter. TP og TN ble registrert fra ufiltrerte prøver, mens de løste næringsstoffene, DOC og anioner ble målt fra filtrerte prøver. Pigmentene ble registrert ved å analysere filtrene. Alle analysene ble utført på jord- og vannlaboratoriet til fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) i henhold til norske standarder (NS). For å finne frem til riktige standarder, fremgangsmåter og deteksjonsgrenser for analysene, ble Digernes (2004) sitt metodehefte for kjemiske og fysikalske målinger i vann, benyttet.

2.5.1 Filtrering

Før start ble alt filtreringsutstyr skylt grundig med destillert vann. Det ble brukt to filtre per prøve; et membranfilter med porediameter på $0,45\ \mu\text{m}$ i bunnen, og et glassmikrofiberfilter med porer på $0,7\ \mu\text{m}$ oppå. Et par dråper destillert vann ble dryppet ut oppå filtrene og trykket forsiktig utover med den flate siden av en pinsett for å unngå luftbobler. 200 mL av hver prøve ble vakuumfiltrert. Både glassmikrofiberfilteret og filtratet ble lagret i fryseren til videre analyse; filtrene i 15 mL rør til analyse av pigmenter, og filtratet fylt i to 50 mL rør per prøvedyp, til analyse av Cl^- , $\text{NO}_3\text{-N}$, DOC, $\text{PO}_4\text{-P}$ og $\text{NH}_4\text{-N}$. Halvlitersflaskene ble ristet før filtrering, og mellom hver seanse ble filtreringsutstyret skylt med destillert vann.

2.5.2 TP

På prøvetagningsdagene ble nøyaktig 10 mL prøve fra hvert dyp overført til markerte scintillasjonsrør, og tilsatt 2 mL av oksidasjonsmidlet kalium peroksidisulfat til dekomponering. Rørene ble skrudd godt igjen før de ble satt inn i en autoklav til sterilisering ved 1 atm. trykk og $121\ ^\circ\text{C}$ i 30 min. Prøvene ble oppbevart i skap frem til videre analyse den 22. september. Da ble total fosfor bestemt i henhold til NS-EN 1189: 1997. Det ble laget standarder ved å ta ut 3 X 5 mL av et middel med kjent konsentrasjon av $\text{PO}_4\text{-P}$, på 0, 0,05, 0,1, 0,5 og 1 mg/L. Fra de oppbevarte prøvene ble det pipettert over 5 mL løsning, uten at rørene ble ristet. Alle prøver og standarder ble først tilsatt 0,25 mL ascorbinsyre, deretter

ristet, og tilsatt 0,25 mL molybdat, og ristet på nytt. Etter prøvene hadde stått urørt i 20 minutter ble total fosfor bestemt ved avlesning med spektrofotometer (Hitachi UH5300) ved 880 nm i to cm kyvetter, og standardene ble brukt til å lage en standardkurve, slik at de målte absorpsjonene kunne oversettes til konsentrasjoner.

2.5.3 TN

Samme dag som prøvene ble tatt i felt, ble nøyaktig 10 mL prøve fra hvert dyp overført til markerte scintillasjonsrør, og tilsatt 5 mL av oksidasjonsmidlet kalium persulfat til dekomponering. Rørene ble autoklavert slik som prøvene med TP. Deretter ble prøvene fortynnet 10,5 ganger med destillert vann. Prøvene ble oppbevart i skap frem til videre analyse i henhold til NS 4743: 1975. Kvalifisert fagpersonell på MINA kjørte en IC-analyse den 21. september (beskrevet i kap. 2.5.4), hvor total nitrogen ble bestemt.

2.5.4 Cl⁻ og NO₃-N:

IC-analysen ble utført av fagpersonell på MINA den 21. september, i henhold til NS-EN ISO 10304-1: 1995. Anionene klorid (Cl⁻) og nitrat-nitrogen (NO₃-N) ble påvist fra de filtrerte prøvene ved bruk av ionekromatografi med en elektrisk konduktivitetsdetektor. Det ble benyttet et IC5000 Lachat-instrument til analysene. Analysen består av en mobil og en stasjonær fase, hvor ulike anioner blir separert som følge av ulik affinitet til en stasjonær hovedkolonne. Tidsintervallet fra starten av analysen til tidspunktet anionene når frem til konduktivimeteret på detektoren i instrumentet, forteller hvilke anioner som finnes i løsningen.

2.5.5 DOC:

Løst organisk karbon (DOC) ble analysert av kvalifisert personell ved NMBU i henhold til NS-EN 1484: 1997, for å gi et mål på løst organisk materiale (DOM) i innsjøen. Reagensrør med 10 mL av de filtrerte prøvene ble satt i en Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer (TOC-V CPN), og ettersom prøvene var filtrert på 0,45 µm tilsvarer dette målet på totalt organisk karbon (TOC) den løste fraksjonen (DOC). Uorganisk karbon ble først fjernet ved å tilsette saltsyre (HCl) til prøvene, og ved gjennombløsing av prøvene med luft. Innholdet av DOC ble bestemt ved oksidering av organisk karbon til karbondioksid ved 680 °C ved hjelp av en platina-katalysator, og mengden CO₂ ble målt infrarødt.

2.5.6 PO₄-P:

Undersøkelsen av fosfat-fosfor (PO₄-P) følger den samme fremgangsmåten som TP (kap. 2.5.2), bortsett fra at analysen foregikk på filtrerte prøver den 22. september, og de ble ikke tilsatt oksidasjonsmiddel først, siden det ikke var ønskelig å måle fosfor fra det organiske materialet.

2.5.7 NH₄-N:

21. september 2021 ble innholdet av ammonium-nitrogen (NH₄-N) bestemt i henhold til NS 4746: 1975. 3 mL av hver av de filtrerte prøvene ble pipettert over til reagensrør. Det ble laget en standardkurve ved hjelp av et middel med kjent konsentrasjon av NH₄-N på 0, 0,05, 0,1, 0,5 og 1 mg/L. Prøvene og standardene ble først tilsatt 0,5 mL hypoklorit, så ristet, og deretter tilsatt 0,5 mL salicylat, og ristet på nytt. Deretter fikk prøvene stå i ro i en time før avlesning med spektrofotometer (Hitachi UH5300) ved 655 nm i to cm kyvetter.

2.5.8 Pigmenter

Mengden *G. semen* og andre alger som finnes i en vannforekomst kan registreres ved å måle pigmenter. Autotrofe organismer produserer pigmenter som er spesifikke for enkelte grupper, og er derfor nyttige biomarkører, og gir en god representasjon av algesammensetningen og den totale produktiviteten i innsjøen (Reuss, 2005). Klorofyll a produseres av alle fotosyntetiserende alger. Heteroxanthin er den etablerte pigmentbiomarkøren til å analysere utviklingen av *G. semen*, men flere andre pigmenter kommer trolig også fra denne algen (Hagman et al., 2019). Diadinoxanthin, alloxanthin og violaxanthin er alle pigmenter som trolig produseres av *G. semen*, men er uegnet som biomarkør for *G. semen*, siden de også produseres av andre alger. Fucoxanthin ble målt siden pigmentet ikke produseres av *G. semen*, men av andre vanlige alger som det kan være sannsynlig å finne i Oppegårdstjern.

Glassmikrofiberfiltrene som var oppbevart i fryser, ble analysert for pigmenter av kvalifisert personell ved NMBU, i henhold til modifisert prosedyre av Wright et al. (1991), beskrevet av Hagman et al. (2019). Prøvene ble tørket i frysetørker og tilsatt 3 mL aceton for å ekstrahere pigmentene. Etter 24 timer i kjøleskap, ble prøvene sentrifugert for å fjerne partikler. Deretter ble prøvene analysert i høypresisjonsvæskeskromatografi (HPLC) ved navn Dionex UltiMate 3000 HPCL. Til HPLC-analysen ble ekstrakten fortynt med vann. Pigmentene ble identifisert og kvantifisert ved hjelp av standarder som inneholdt kjente konsentrasjoner av pigmenter. Det finnes ingen standard for heteroxanthin, og konsentrasjonen kan derfor ikke angis i µg/L, men i mAU/L.

2.6 Behandling av data

Rådata fra felt og fra laboratorieanalysene ble samlet og organisert i Microsoft Office Excel 2021 (versjon 2203), og det ble laget standardkurver og grafer, i tillegg til tabeller i Vedlegg J, Vedlegg K og Vedlegg L. Loggerdataene er ikke inkludert i vedlegg siden dataene har såpass høy målefrekvens at de ville tatt for mye plass i denne oppgaven. Matlab (versjon R2019b) ble brukt for å lage figurer med fargeendringer over dyp og tid i konturplott. Plottene viser linjer av like verdier i lik farge, som en funksjon av to variabler, i dette tilfellet tid og dyp. Diagrammene interpolerer mellom de målte verdiene i forskjellige dyp og datoer, og bør derfor kun brukes for å få et bilde på sesongvariasjoner av ulike parametere, og ikke til å lese av enkeltverdier.

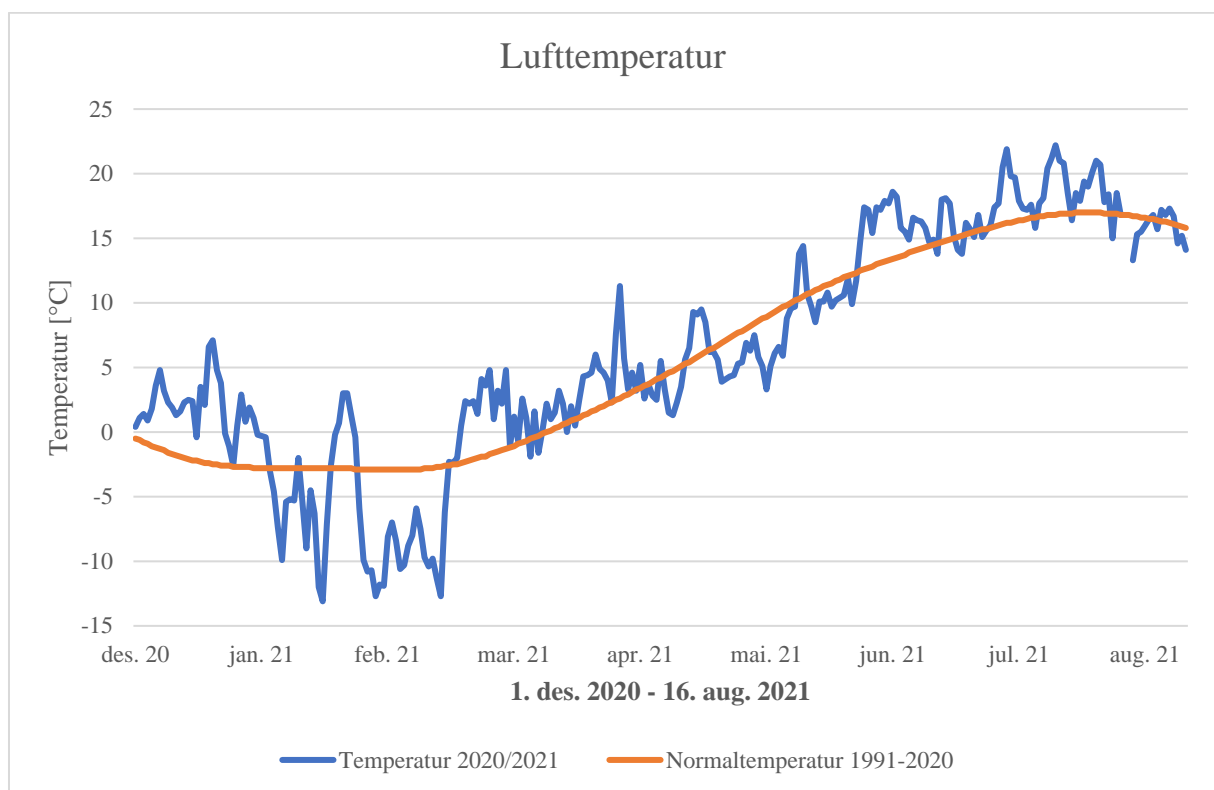
Siden målet med studiet er å avdekke mulige drivere til utviklingen av *G. semen* (heteroxanthin) gjennom vekstperioden, ble korrelasjoner mellom variabler over tid analysert ved å beregne Spearman-korrelasjonskoeffisienter (r_s). Spearman's Rho korrelasjonsanalyse er en ikke-parametrisk test, og er derfor ikke avhengig av normalfordelte data (Field, 2009). Testen beregner styrken og retningen av korrelasjonen mellom to variable, der $r_s = 1$ er perfekt positiv korrelasjon, og $r_s = -1$ er perfekt negativ korrelasjon. Signifikansnivået i analysen ble satt til $p < 0,05$. Dersom signifikansnivået er lavere enn 0,05 kan korrelasjonen mellom parameterne anses som statistisk signifikant. I dette studiet ble korrelasjonsanalyser kjørt med heteroxanthin på x-aksen, og lufttemperatur, nedbør, vind, kloridgradient, ledningsevne, innsjøtemperatur, innsjøtemperaturgradient, DOC, oksygen, oksygengradient, næringsstoffer og pigmenter på y-aksen.

3 RESULTATER

3.1 Værforhold

Lufttemperatur

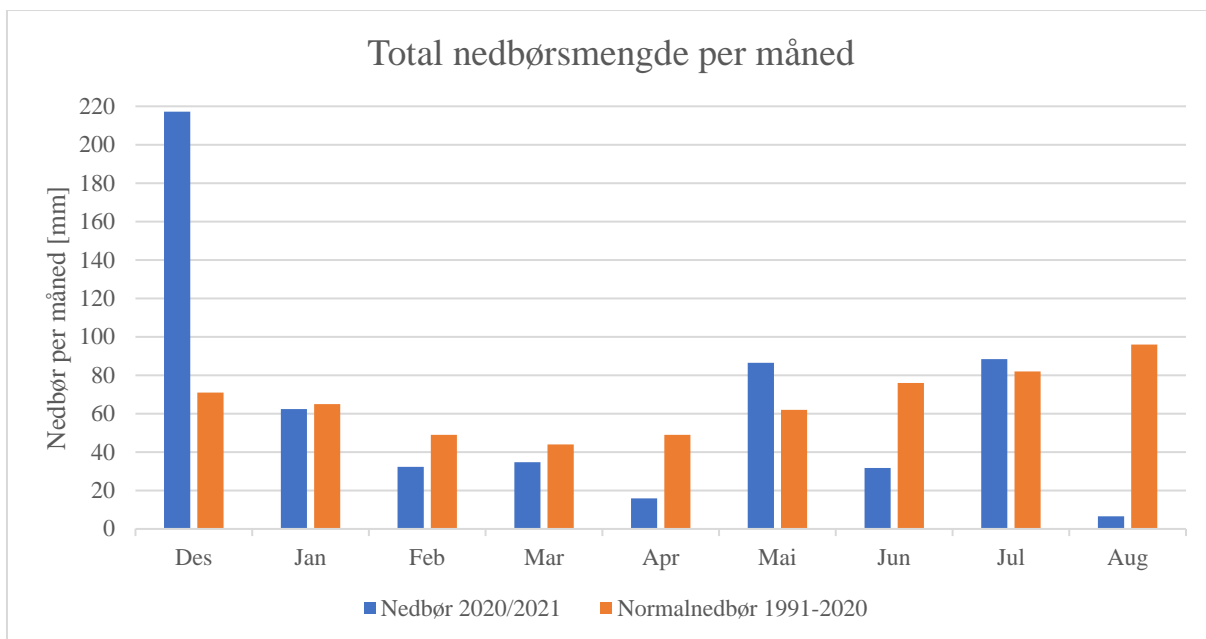
Den daglige lufttemperaturen var relativt høy sammenlignet med normaltemperaturer i området (Figur 2), bortsett fra i januar og februar 2021. Da var temperaturene betraktelig lavere enn normalen, som ga grunnlag for tykk isdannelse i Oppegårdstjern i denne perioden. I feltperioden fra 12. mai og utover, viste de daglige temperaturgjennomsnittene generelle verdier for temperatur uten ekstremhendelser, som lå litt over temperaturgjennomsnittet i perioden 1991-2020.



Figur 2: Dagsvariasjoner for lufttemperatur i perioden 01.12.20 – 16.08.21 sammen med normalverdier for daglig temperaturgjennomsnitt i perioden 1991-2020. Fra stasjonsnummer: SN17850 Ås.

Nedbør

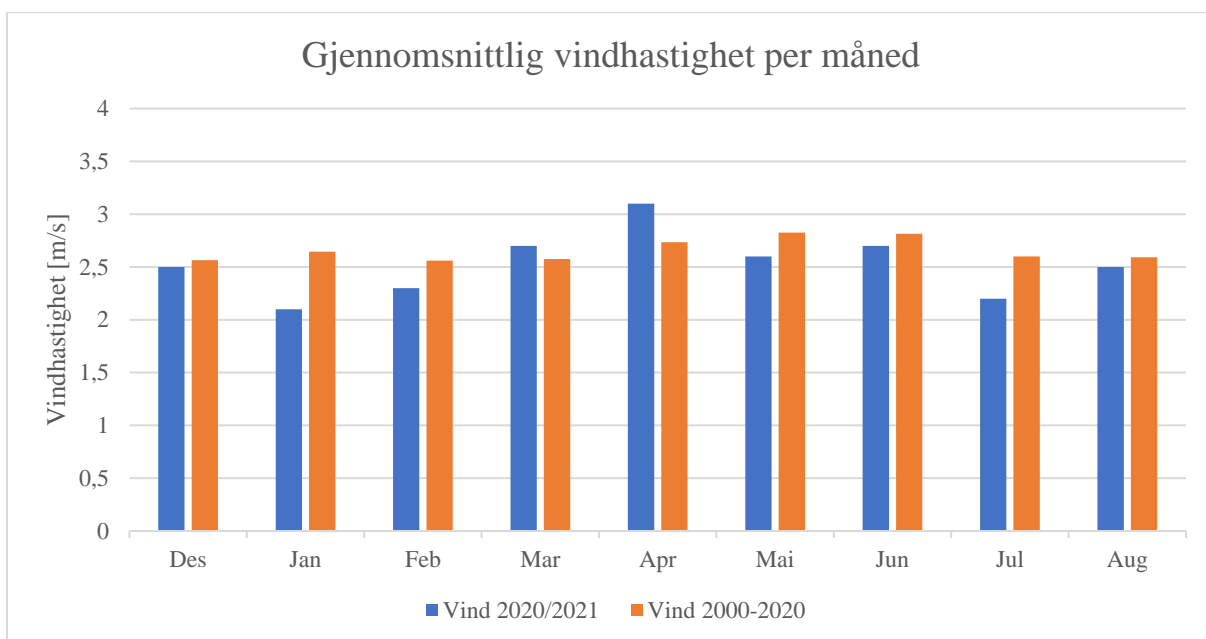
Nedbørsverdiene var betraktelig høyere enn normalen i desember, men ellers var 2021 et svært tørt år i feltområdet (Figur 3). I mai var det flere dager med relativt mye totalnedbør, mens nedbørsverdiene for det meste var svært lave i juni og juli, og i august var det veldig tørt (Figur 3 og Vedlegg D). Et unntak fra de stabilt lave verdiene var fra 27. til 30. juli, da det var en intensiv nedbørsperiode som fremgår i figuren i Vedlegg D.



Figur 3: Totalnedbør per måned i perioden desember-august 2020-2021 og normalverdier (1991-2020) for de samme månedene fra målestasjon i Ås kommune.

Vind

I 2021 var det mindre vind enn vanlig, og lange perioder med lite vind. Mars og april var de eneste månedene med høyere gjennomsnittlige verdier for vindhastighet i Ås enn i perioden 2000-2020 i samme område (Figur 4). Feltperioden var preget av mest stabile vindforhold, med mindre vind enn vanlig (Figur 4 og Vedlegg E).



Figur 4: Gjennomsnittlig vindhastighet per måned i perioden desember-august 2020-2021, og gjennomsnittsverdier i perioden 2000-2020 de samme månedene fra målestasjon i Ås kommune.

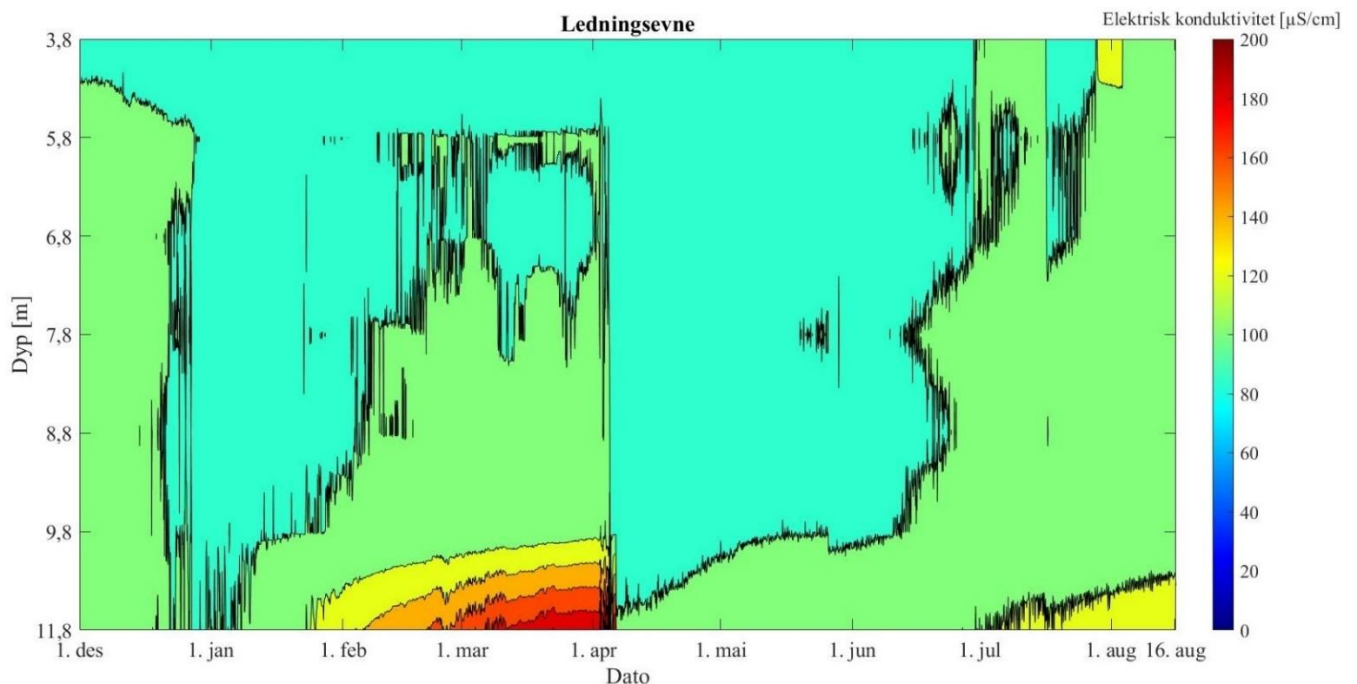
3.2 Indikatorer på kjemisk sjiktning

Klorid

Kloridkonsentrasjonene var svært stabile i alle lag av vannsøylen gjennom hele feltperioden. Alle verdiene lå mellom 9,5 og 10,3 mg/L, og gjennomsnittet av alle målingene ga en konsentrasjon på 9,98 mg/L. Verdiene var stort sett under, men også noen like over, grensen til det som kan betegnes som normale bakgrunnskonsentrasjoner av klorid i denne typen innsjøer. Det var ingen tendens til konsentrasjonsforskjeller mellom topp- og bunnvann.

Ledningsevne

Resultatene fra den kontinuerlige loggingen av ledningsevne i Figur 5 viste lavest verdier i øvre del av vannsøylen, og en forhøyning over sedimentene i bunnvannet i stagnasjonsperiodene. Rundt 6. april inntraff isløsningen, som markerte overgangen fra vinterstagnasjon til fullsirkulasjon, og det var også rundt denne dagen temperatur-loggerne registrerte lik temperatur i alle lag (Figur 6). Det ble et markant fall i ledningsevne i de dypere vannlagene, etterfulgt av en ny stagnasjonsperiode med svak økning i ledningsevne i bunnvannet. Økningen i bunnvannet under stagnasjonsperiodene var relativt moderat, og ledningsevneverdiene var generelt lavere enn i innsjøer med kjent saltpåvirkning og kjemisk sjiktning (Barland, 2020; Kjensmo, 1997; Saunes et al., 2018).



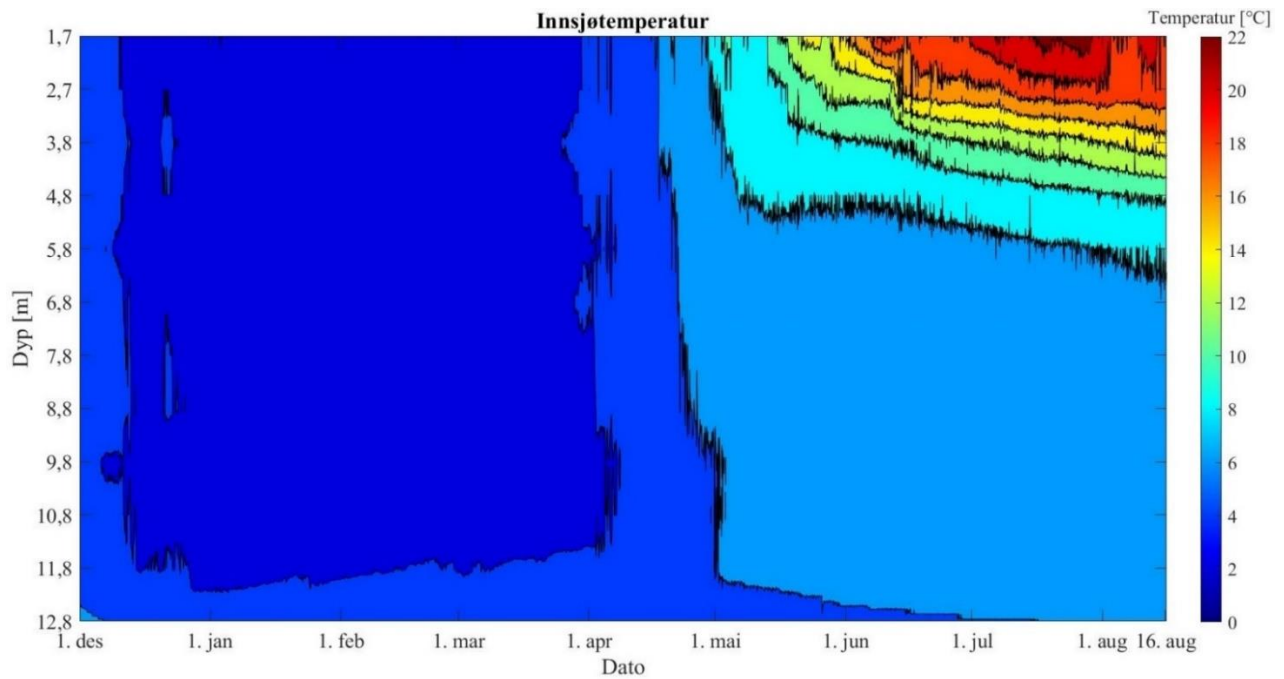
Figur 5: Ledningsevne i Oppegårdstjern fra 01.12.20 – 16.08.21 registrert med kontinuerlige loggere. NB: Målingene er gjort ved sju dyp; 3,8, 5,8, 6,8, 7,8, 8,8, 9,8 og 11,8 m.

In situ-verdiene for ledningsevne (Vedlegg J) samsvarte generelt godt med logger-verdiene, med konsentrasjoner mellom 98 og 114 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i alle dyp hver måledag. Logger-dataene startet ved nesten fire meters dyp, og registrerte ikke konsentrasjoner i de tre øverste meterne, men feltmålingene viste at verdiene i overflaten startet på 98 $\mu\text{S}/\text{cm}$, og økte svakt til 104 $\mu\text{S}/\text{cm}$ på det meste. Det som ikke fremkom fra feltresultatene var forhøyningen i ledningsevne ved den øverste loggeren i overgangen juli-august (28. juli – 3. august), siden det ikke ble tatt vannprøver noen av disse dagene. Neste dag da det ble tatt målinger i felt (4. august), hadde det allerede blitt en innblanding og fortynning av ionekonsentrasjonen, gjenspeilet i en svak videre økning i de underliggende lagene.

3.3 Temperatursjiktning, DOC og oksygenforhold

Innsjøtemperatur

Figur 6 viser de kontinuerlige målingene av innsjøtemperatur i vannsøylen ved det dypeste punktet i Oppegårdstjern, fra 1. desember 2020 til 16. august 2021. Det var stor likhet mellom resultatene for innsjøtemperatur fra in situ-målingene (Vedlegg J) og fra sensorkjeden, så dermed er kun de sistnevnte resultatene fremstilt i Figur 6. Disse verdiene har i tillegg høyere oppløsning, slik at interpolasjon mellom data reduseres. Temperaturdataene viste at Oppegårdstjern var isdekt fra andre halvdel av desember og ut mars, med jevn temperatur på omtrent 3 °C fra toppen og ned til 11,8 meter, med de høyeste temperaturene på rundt 5 °C i det nederste laget i vannsøylen. Deretter ble det et brudd på vinterstagnasjonen rundt 6. april, og sirkulasjon av vannmasser på cirka 4 °C. Vårsirkulasjonen hvor hele vannsøylen har like fysiske og kjemiske forhold var kort, noe som er vanlig i en del humøse innsjøer (Keskitalo et al., 2014). Omtrent ti dager etter at isen smeltet ble de øverste lagene varmet opp, og i mai oppsto det en temperatursjiktning med sprangsjikt ved rundt fem meters dyp, som ble sterkere utover i feltperioden. De varmeste overflatetemperaturene og den sterkeste sjiktningen samsvarte med de varmeste lufttemperaturene fra 3. til 26. juli.



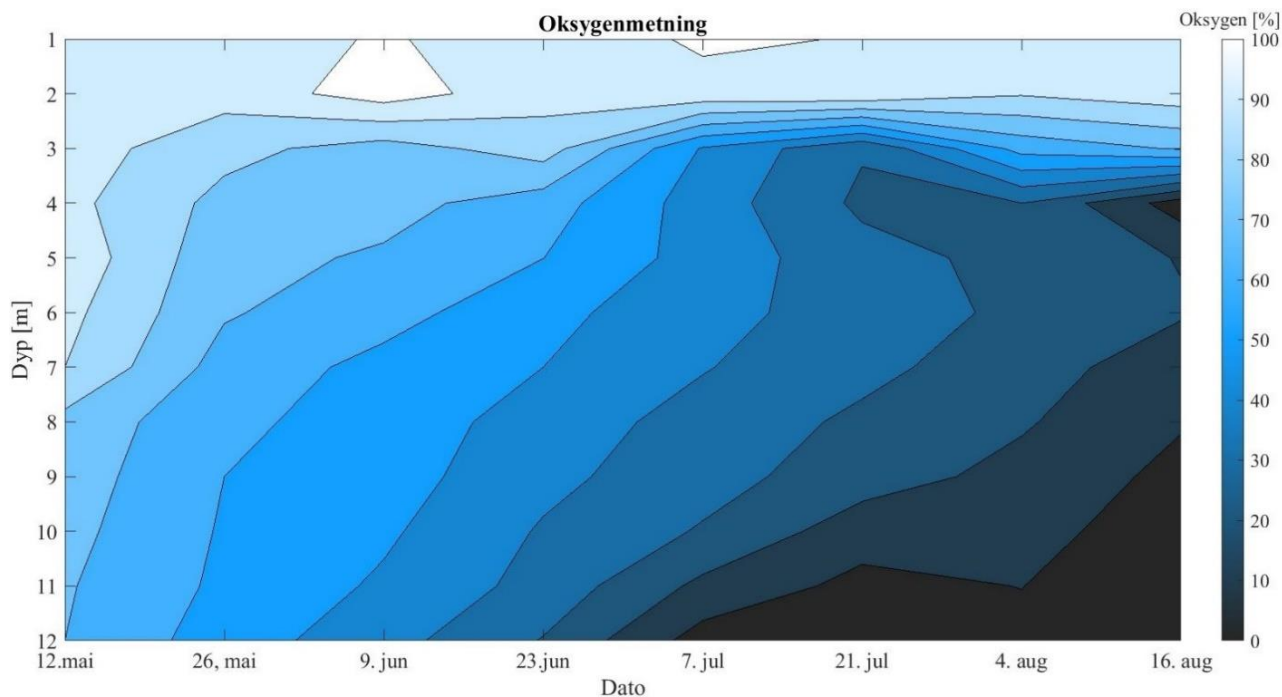
Figur 6: Innsjøtemperatur i Oppegårdstjern fra 01.12.20 – 16.08.21 registrert med kontinuerlige loggere.

DOC

Konsentrasjonene av DOC var jevne og stabile i alle lag av vannsøylen gjennom hele feltperioden. Alle verdiene lå mellom 12 og 14 mg/L, og gjennomsnittet av alle målingene ga en konsentrasjon på 13,5 mg/L. Siden innsjøer med samme vanntype som Oppegårdstjern har verdier for total organisk karbon (TOC) mellom 5 og 15 mg/L, og siden mesteparten (95 % ± 5) av TOC består av DOC (Wachenfeldt & Tranvik, 2008), var konsentrasjonen i Oppegårdstjern nokså gjennomsnittlig i et slikt område.

Oksygen

Figur 7 viser hvordan oksygenmetningen i hele vannsøylen endret seg i løpet av feltperioden, mens absoluttverdiene for konsentrasjoner finnes i Vedlegg J, og korrelerer svært godt med metningsverdiene. Ved første prøvetagning, 12. mai, var det 97 % metning i overflaten, og så mye som 70 % ved tolv meters dyp. Den høyeste oksygenmetningen gjennom perioden inntraff ved to meters dyp den 9. juni, og lå på 105 %. Bortsett fra på dette tidspunktet ble det ikke registrert overmetning av oksygen i innsjøen. De høyeste verdiene var i overflaten, og verdiene for oksygenmetning og -konsentrasjon i de øverste tre meterne lå over 60 % og 8 mg/L gjennom hele perioden. Fra 7. juli var det mindre enn 50 % oksygenmetning under fem meters dyp, og kun 5 % i det dypeste laget. Utover perioden ble undermetningen av oksygen mer markant, og omfanget av anoksiske forhold i vannsøylen økte. Ved siste prøvetagning, den 16. august, var det tilnærmet oksygenfritt i de nederste lagene.



Figur 7: Oksygenmetning målt in situ i Oppegårdstjern i feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.

3.4 Næringsstoffer

Total fosfor og total nitrogen

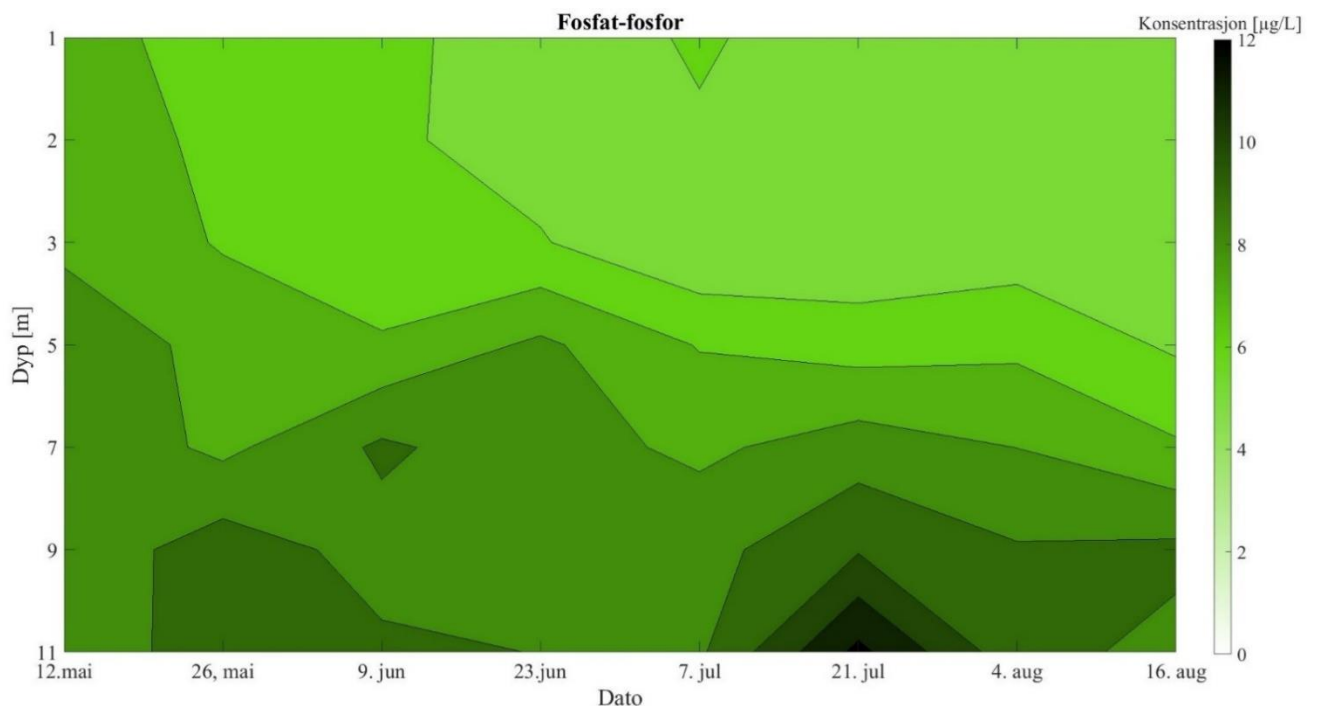
Resultatene for total fosfor (TP) i Vedlegg F viste stort sett nokså lave verdier mellom 13 og 23 $\mu\text{g/L}$, og var med dette innenfor klassegrense «god» for vanntypen (Direktoratsgruppen, 2018), og lite endret siden tidligere undersøkelser i 1990 og 2013 (Berge, 1991; Bækken, 2014). Et unntak var en ekstremverdi på 50 $\mu\text{g/L}$ ved sju meters dyp den 23. juni. En slik økning ved dette tidspunktet var svært lite sannsynlig, og verdien ble derfor ekskludert fra videre korrelasjonsanalyser og diskusjon av sammenhenger. Under analysene kan det muligens ha vært en kontaminering hvor for eksempel en stor partikkel kan ha blitt med i målingen. Siden de analyserte prøvene kun er på 10 mL, kan en slik partikkel påvirke resultatene ganske kraftig. Uten denne verdien var de høyeste konsentrasjonene i overflatevannet ved én og to meters dyp fra 9. juni til 7. juli, og noe forhøyning i bunnvannet den 21. juli og 16. august.

Konsentrasjonsfordelingen av total nitrogen hadde ingen helt klar trend i løpet av prøveperioden (Vedlegg G). Verdiene lå mellom 0,4 og 0,9 mg/L, og hadde med dette moderat høye verdier for en innsjø av gjeldende type (Direktoratsgruppen, 2018), og var lite endret siden 1990 (Berge, 1991). De høyeste verdiene i hele vannsøylen ble observert første prøvetagningsdag, 12. mai. Konsentrasjonene holdt seg relativt uforandret frem til 7. juli. Fra

7. juli og ut prøveperioden var det en svak reduksjon av total nitrogen i hele vannsøylen, som var mest markant i de tre øverste meterne.

PO₄-P

Målingene av PO₄-P viste generelt høyere konsentrasjoner i bunnvannet enn i overflaten (Figur 8). Verdiene var mellom 5 og 12 µg/L, og med dette moderat høye (Direktoratsgruppen, 2018). Fra 9. juni avtok konsentrasjonene svakt i de tre øverste meterne, men det var alltid over 5 µg/L løst fosfat-fosfor i epilimnion. Nærmest sedimentene var det en svak anrikning av PO₄-P, særlig den 21. juli.

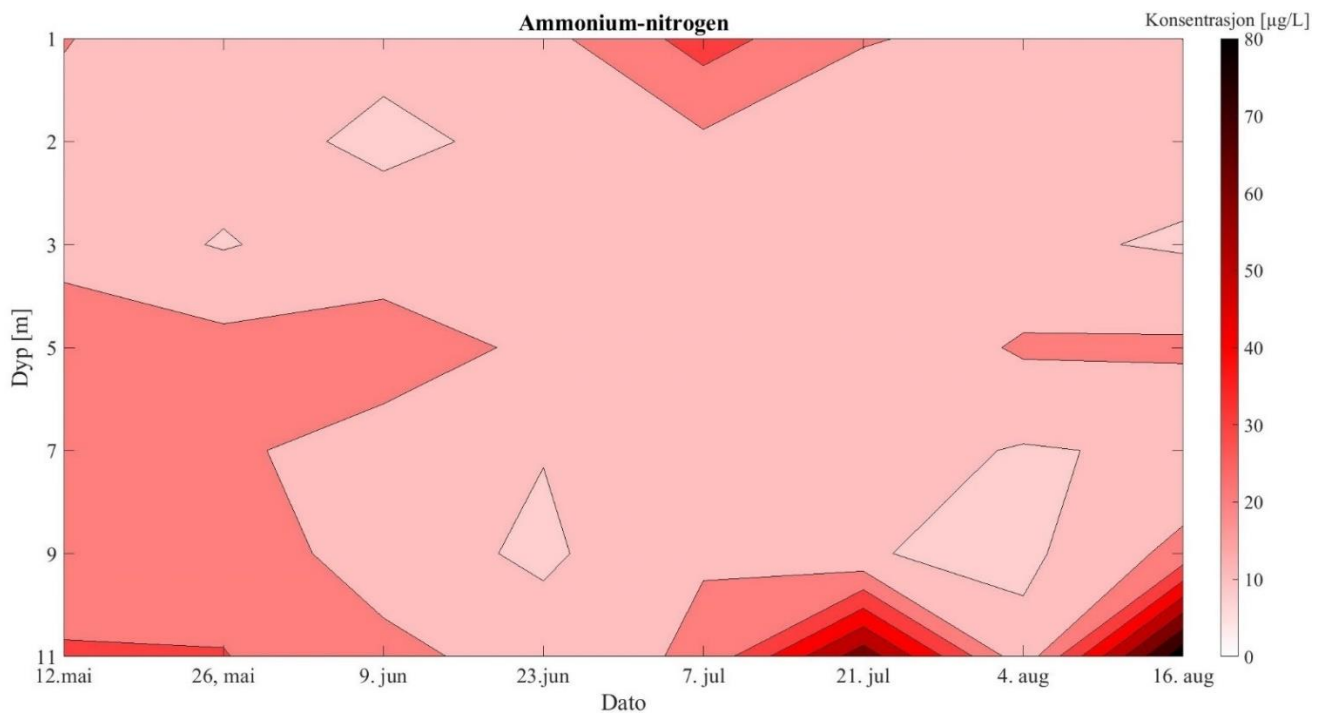


Figur 8: PO₄-P i Oppegårdstjern i feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.

NH₄-N

Konsentrasjonsfordelingen av ammonium-nitrogen hadde som total nitrogen ingen helt klar trend i feltperioden (Figur 9). Alle verdiene lå under 90 µg/L, og gjennomsnittskonsentrasjonen var under 20 µg/L, noe som plasserte innsjøen i tilstandsklasse «god» for næringsstoffet (Direktoratsgruppen, 2018). I overflaten var det ingen tydelig reduksjon gjennom prøveperioden, slik som det var for PO₄-P (Figur 8) og NO₃-N (Figur 10). Det var forhøyede konsentrasjoner ved elleve meters dyp den 21. juli og den 16. august, men bortsett fra disse konsentrasjonene på henholdsvis 66 og 87 µg/L, lå de resterende verdiene under 35 µg/L.

I hypolimnion blir verdiene for PO₄-P (Figur 8) og NH₄-N (Figur 9) høyere fra rundt 7. juli, og det ville nok ha blitt registrert enda høyere PO₄-P- og NH₄-N-konsentrasjoner om målingene ble gjort direkte over sedimentene i stedet for to meter over (elleve meters dyp). Nøyaktig hvilket dyp prøvene ble tatt på fra dag til dag kan også muligens forklare nedgangen i NH₄-N-konsentrasjon den 4. august, hvis prøven denne datoen for eksempel ble tatt noen centimeter høyere opp i vannsøylen enn foregående og etterfølgende prøvetagning.

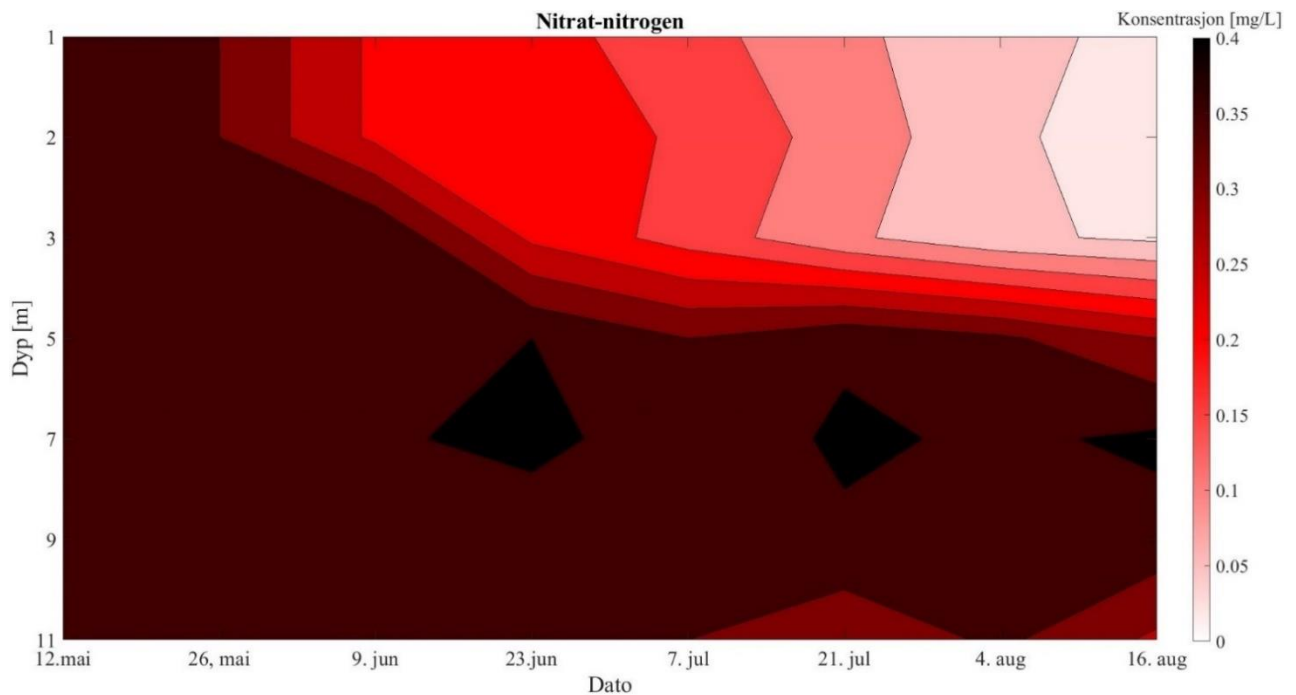


Figur 9: NH₄-N i Oppegårdstjern i feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.

NO₃-N

Resultatene for NO₃-N i Oppegårdstjern viste en tydelig differanse mellom lave verdier i øvre sjikt og høyere verdier i underliggende lag utover i prøveperioden (Figur 10).

Konsentrasjonene i overflaten fulgte en tilsvarende trend som PO₄-P (Figur 8), men i kraftigere grad. NO₃-N-verdiene i toppsjiktet ble redusert allerede fra 26. mai, og forsvant nærmest fra de tre øverste meterne mot slutten av perioden, med verdier på 0,02 mg/L, like over deteksjonsgrensen for NO₃-N. Dette var en stor kontrast til underliggende lag med konsentrasjoner på 0,4 mg/L. Det var likevel ingen forhøyning i det dypeste laget, slik det var for ammonium-nitrogen (Figur 9) og delvis for fosfat-fosfor (Figur 8). I det oksygenfattige miljøet ble det i periodene med størst økning i NH₄-N (Figur 9), størst nedgang i NO₃-N (Figur 10). Dette kan tenkes å henge sammen med at nitrat ble brukt som elektronakseptor i fravær av oksygen, at oksidasjon fra ammonium til nitrat ble forhindret.



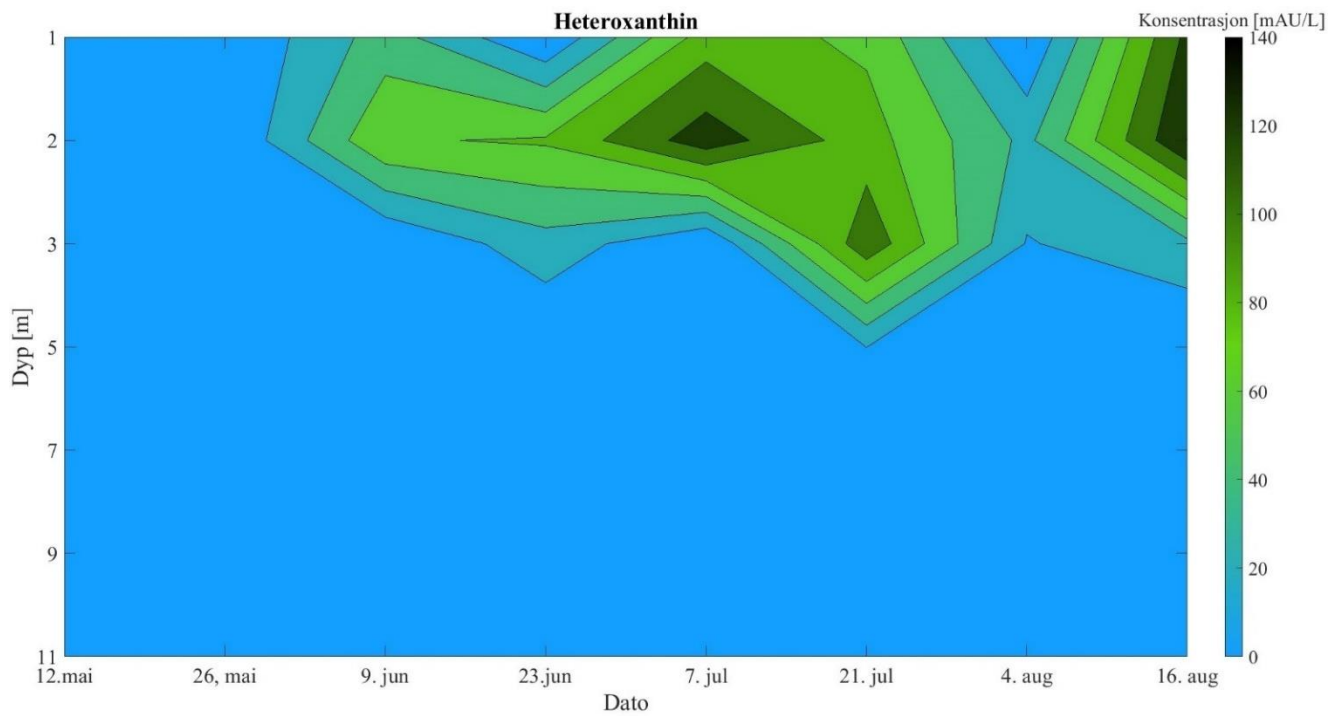
Figur 10: $\text{NO}_3\text{-N}$ i Oppegårdstjern i feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.

N:P-forhold

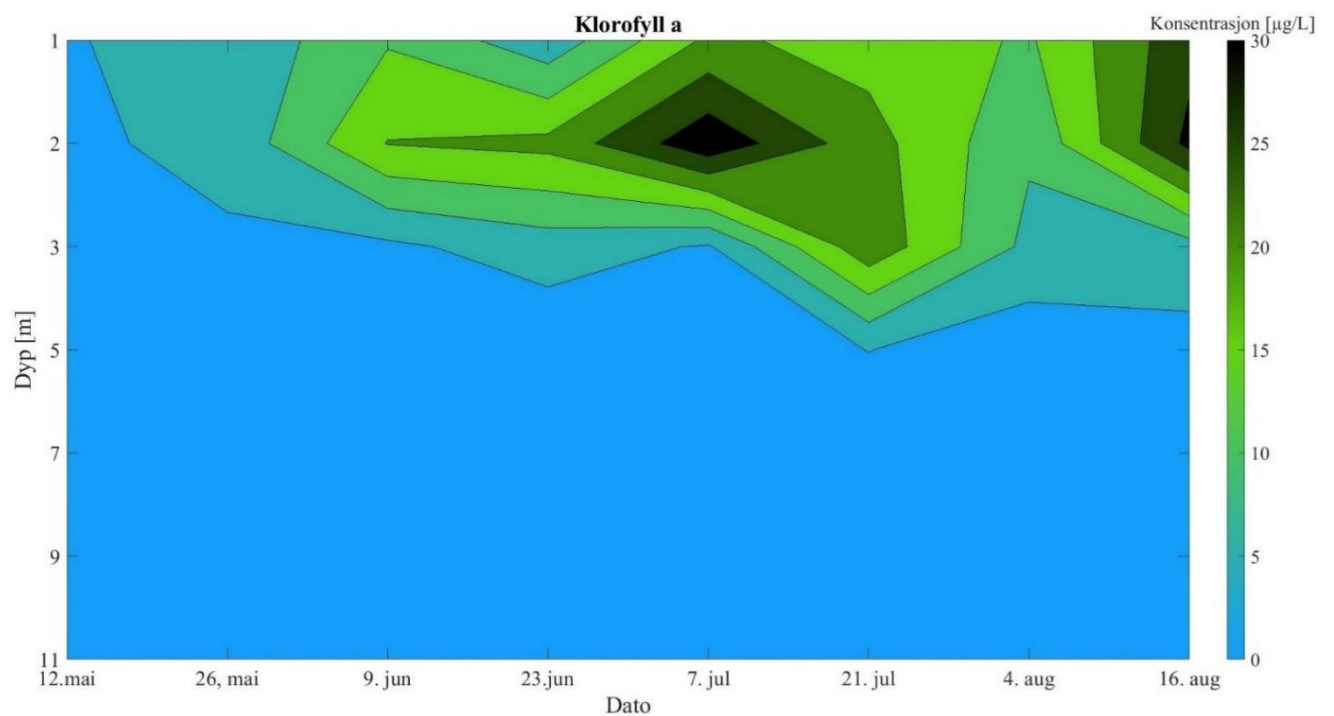
Forholdet mellom løste fraksjoner av nitrogen og fosfor (N:P-forholdet) lå for det meste over 16:1, men avtok i epilimnion, og havnet mot slutten av perioden, den 16. august, nesten på 5:1 (Vedlegg H). N:P-forholdet gjenspeilet det som skjedde med næringsstoffene i overflaten; $\text{NO}_3\text{-N}$ ble redusert kraftig mens $\text{PO}_4\text{-P}$ ikke hadde like stor konsentrasjonsforandring. Dermed fikk algene i starten bedre tilgang på nitrogen i forhold til fosfor, men utover i vekstsesongen økte andelen tilgjengelig fosfor i forhold til nitrogen. N:P-forholdet i hypolimnion var på det meste 38:1 og alltid over 16:1, og fulgte ingen klar endringstrend.

3.5 Suksesjon i pigmentsammensetning

Endringen i sammensetningen av heteroxanthin- og klorofyll a-konsentrasjoner i Figur 11 og Figur 12 viste to svært like mønstre gjennom feltperioden, noe som indikerer at *G. semen* var den dominerende algen i innsjøen. Suksesjonen av diadinoxanthin og delvis alloxanthin i Vedlegg I viste også lignende mønstre. Figurene viste en konsentrasjonsøkning fra 9. juni, og deretter høye konsentrasjoner frem til 21. juli. Den 4. august var det en markant nedgang, før en kraftig økning igjen ved siste prøvetagningsdato, den 16. august. De høyeste verdiene for de fire pigmentene med like mønstre, inntraff ved to meters dybde. Heteroxanthin, klorofyll a og diadinoxanthin har høyest konsentrasjon ned til tre meter, og utover i feltperioden øker utbredelsen av pigmentene ned til fem meters dyp, mens det ble funnet antydning av alloxanthin helt ned til elleve meter.

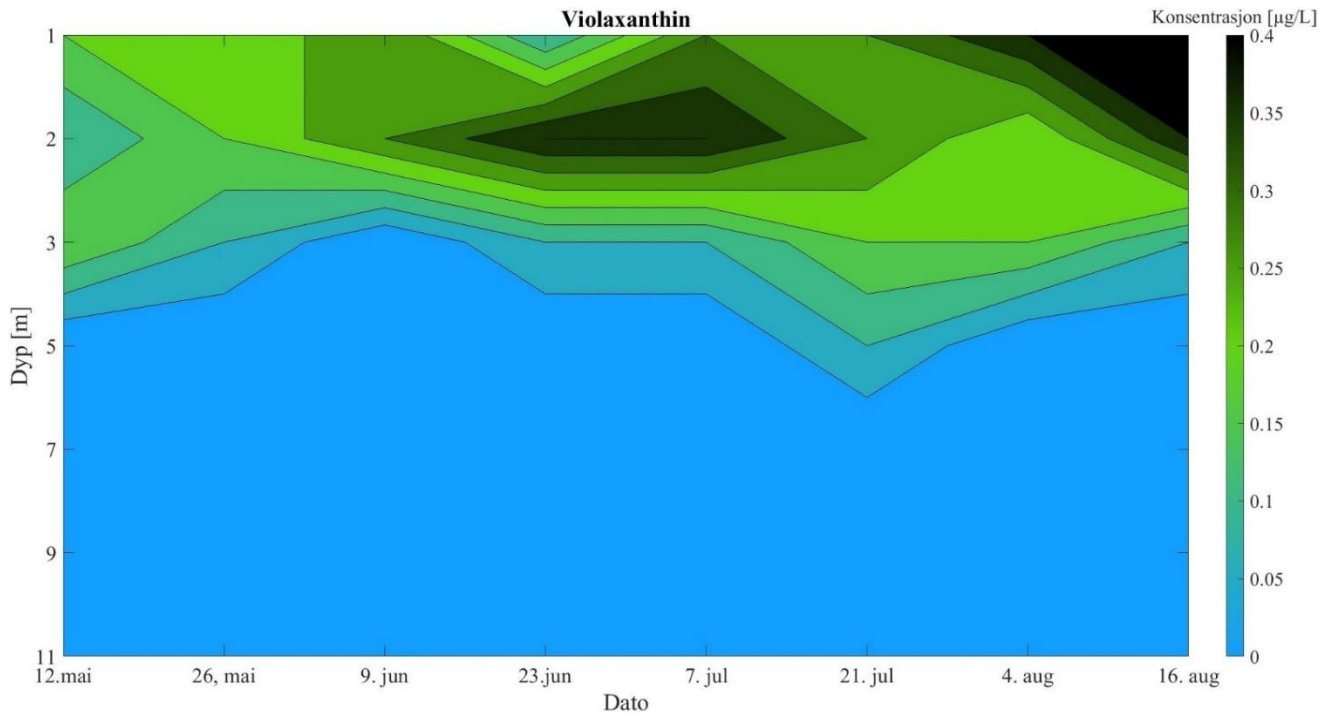


Figur 11: Fordeling av heteroxanthin i vannsøylen i Opegårdstjern gjennom feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.



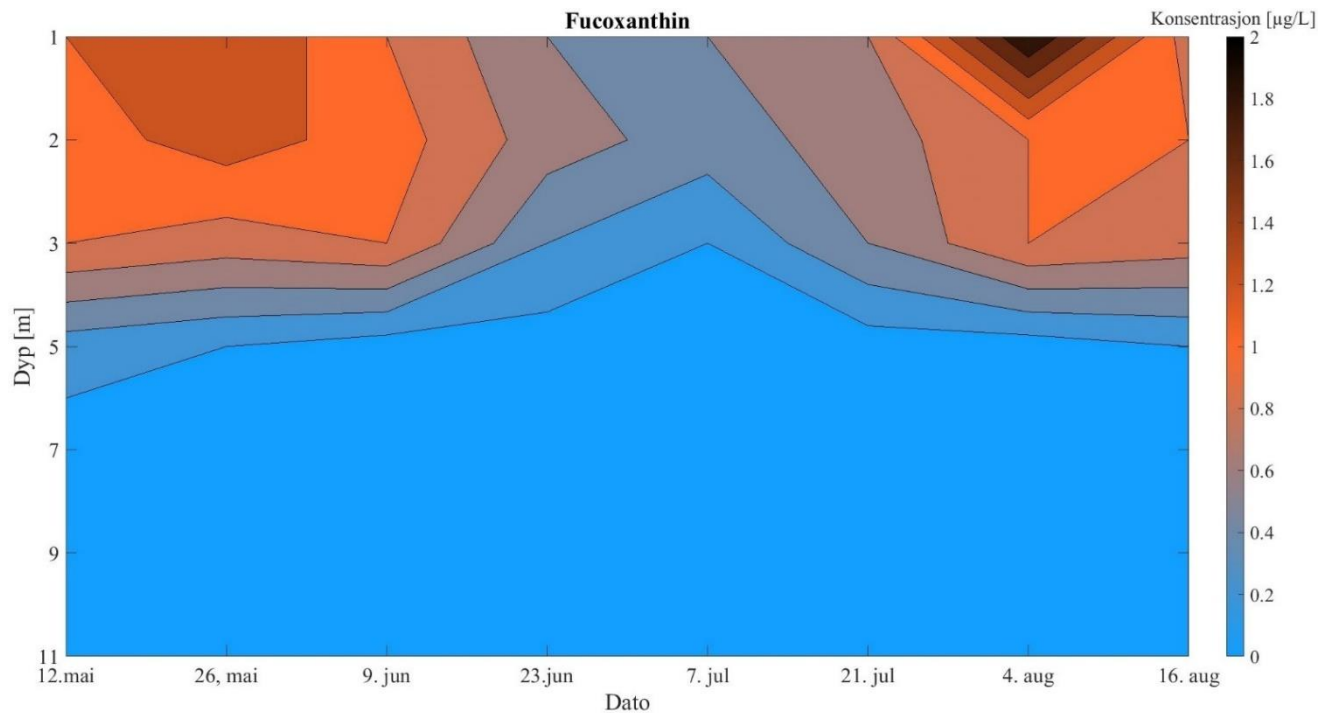
Figur 12: Fordeling av klorofyll a i vannsøylen i Opegårdstjern gjennom feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.

Konsentrasjonene av violaxanthin i Figur 13 fulgte også et relativt likt mønster som de fire ovennevnte pigmentene. Likhetene var høye konsentrasjoner fra 9. juni til 21. juli, og størst tetthet ved to meters dyp. Forskjellene var derimot relativt høye konsentrasjoner også før den 9. juni, og en mindre markant nedgang av pigmentet den 4. august.



Figur 13: Fordeling av violaxanthin i vannsøylen i Oppegårdstjern gjennom feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.

Fucoxanthin (Figur 14) skilte seg tydelig fra de fem andre pigmentene i Figur 11, Figur 12, Figur 13 og Vedlegg I, som indikerer at dette pigmentet ble produsert av andre alger enn *G. semen*. De høyeste konsentrasjonene av fucoxanthin var i overflaten før 9. juni, og deretter den høyeste toppen den 4. august, og sammenfalt godt med de laveste konsentrasjonene for de resterende pigmentene.



Figur 14: Fordeling av fucoxanthin i vannsøylen i Oppegårdstjern gjennom feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.

3.6 Statistikk

Resultatene fra Spearman rho -analysen i Tabell 1 viste at flere av miljøvariablene inkludert i dette studiet var signifikant korrelert til heteroxanthin, og er markert med stjerner i tabellen. Det sterkeste forholdet var mellom heteroxanthin og innsjøtemperaturgradient, med korrelasjonskoeffisient $> 0,87$, etterfulgt av oksygen, fosfat-fosfor, innsjøtemperatur og nitrat-nitrogen, med korrelasjonskoeffisienter mellom 0,83 og 0,73. Det var ingen signifikant korrelasjon med ledningsevne, klorid, DOC, ammonium-nitrogen eller daglig vær. Det var en overraskende korrelasjon mellom heteroxanthin og kloridgradient, men sammenhengen hørte sannsynligvis til tilfeldighetene. Differansene mellom kloridkonsentrasjoner i hypolimnion og epilimnion var så små at de ville vært ubetydelige i naturen, i tillegg til at det virker svært usannsynlig at en økning i heteroxanthin skal være negativt korrelert med kloridgradient, noe som i så fall ville bety at lavere konsentrasjoner i hypolimnion hang sammen med oppblomstringer av *G. semen*. Utover miljøvariablene var det positiv korrelasjon, svært nær 1, mellom heteroxanthin og pigmentene klorofyll a og diadinoxanthin, og noe svakere, men fortsatt signifikant, korrelasjon med violaxanthin. Det var også en nokså høy, men ikke helt signifikant sammenheng mellom heteroxanthin og alloxanthin, og en tilsvarende negativ sammenheng mellom heteroxanthin og fucoxanthin.

Tabell 1: Spearman rho -korrelasjonsanalyse av parametere i Oppegårdstjern. X-aksen er heteroxanthin, mens y-aksen er de 21 ulike parametere i kolonne 1. Antall stjerner markerer ulike signifikansnivåer som følger: $p < 0,05 = (*)$, $p < 0,01 = (**)$, $p < 0,001 = (***)$.

Parameter:	korrelasjonskoeffisient:
Lufttemperatur	0,56
Nedbør	-0,21
Vind	-0,52
Klorid	0,61
Kloridgradient (hypolimnion - epilimnion)	-0,75(*)
Ledningsevne	0,59
Innsjøtemperatur (feltmåling)	0,80(*)
Innsjøtemperaturgradient (epilimnion - hypolimnion)	0,87(**)
Løst organisk karbon	0,27
Oksygen (mg/L)	-0,83(*)
Oksygengradient (epilimnion - hypolimnion)	0,68
Total fosfor	0,20
Total nitrogen	-0,63
Fosfat-fosfor	-0,83(*)
Ammonium-nitrogen	-0,08
Nitrat-nitrogen	-0,73(*)
Klorofyll a	0,99(***)
Diadinoxanthin	0,99(***)
Alloxanthin	0,63
Violaxanthin	0,73(*)
Fucoxanthin	-0,63

4 DISKUSJON

4.1 Vegsaltpåvirkning

Det eksisterer generelt lite data over bakgrunnsverdier for klorid før det ble vanlig å bruke vegsalt (Saunes et al., 2019). For Oppegårdstjern finnes det målinger for klorid fra helt tilbake til 1942 (Bækken, 2014), som viste verdier på rundt 6 mg/L, men disse resultatene er kun basert på punktmålinger i én til to prøver per år. Derfor er det vanskelig å si noe bestemt om nøyaktig hvor stor økningen i Oppegårdstjern har vært i forhold til naturtilstanden. I dette studiet ligger Vanddirektivets antagelser om normale kloridkonsentrasjoner mellom 2 og 10 mg/L til grunn for å avgjøre saltpåvirkning. En gjennomsnittskonsentrasjon på 9,98 mg/L, i tillegg til beliggenhet nærme hav og under marin grense, gir grunnlag for å anse Oppegårdstjern som lite påvirket av vegsalt. Med marginale konsentrasjonsforskjeller mellom overflatevann og bunnvann, med største differanse på 0,4 mg/L, viste Oppegårdstjern ingen tegn til å være saltsjiktet, noe som også kom tydelig frem i den statistiske analysen, med negativ sammenheng mellom saltgradient og heteroxanthin (Tabell 1). I en studie av saltpåvirkede innsjøer ble en vegnær innsjø, Jarenvannet, i samme region som Oppegårdstjern (Østlandet), med kloridkonsentrasjon 11 mg/L i bunnvann og 9 mg/L i topplaget, ansett som lite påvirket av vegsalt, og uten saltgradient (Saunes et al., 2019). Dette gir også grunn til å anta det samme om Oppegårdstjern, i samme region, og med svært lignende målte kloridverdier. Det samme studiet pekte også på hvordan vindutsatte innsjøer hadde mindre sannsynlighet for å utvikle saltgradient enn innsjøer i vindstille områder, slik forholdene var ved Oppegårdstjern i feltperioden. Det var likevel ingen saltsjiktning i Oppegårdstjern, og dette styrker også antagelsen om at innsjøen ikke har vært kjemisk sjiktet tidligere år, særlig år med mer vind. Kloridresultatene indikerer altså per i dag lite påvirkning fra vegsalt, og ingen saltsjiktning i Oppegårdstjern. Derfor er det nærliggende å anta at oppblomstringer av *G. semen* ikke skyldtes vegsaltpåvirkning.

Verdiene for ledningsevne var relativt lave, og det var heller ingen stabil gradient i vannsøylen (Figur 5). Hadde det vært en betydelig salttilførsel fra vegen, ville det nok først og fremst vært betydelig høyere verdier for ledningsevne enn det som ble registrert. Det ville dessuten sannsynligvis vært en forhøyning i flere lag enn kun det nederste, med tydeligere topper ved smelteperiodene utover våren. Den dagen isen var borte ble det et kraftig fall i ledningsevnen i bunnvannet. April var måneden med mest vind (Figur 4), og temperaturdataene (Figur 6) viste at det ble fullsirkulasjon av vannet, med jevn fordeling av ioner i vannsøylen. Det ble altså ingen tydelig innblanding av ioner i de andre lagene, slik det

kunne ha blitt med høyere verdier i dypere vannlag, slik som i en masteroppgave fra Søndre Brutjern, en innsjø med betydelig saltpåvirkning (Barland, 2020). Økningen i ledningsevne i bunnvannet ved stagnasjonsperioder skyldtes sannsynligvis andre ioner enn klorid. En sannsynlig forklaring for oppkonsentrering av ioner i bunnvannet, som vi også så i feltperioden, er oksygenfattig miljø over sedimentene ved stagnasjon av vannmassene, og en oppkonsentrering av reduserte forbindelser. Ionene kan for eksempel ha vært metaller, som jern og mangan, funnet i samme vannprøver som i dette studiet, og omtalt i masteroppgaven til Brubæk (2021). NIVA konkluderte også med at økningen de fant i 2013, først og fremst var forårsaket av kjemiske endringer grunnet oksygenvinn, og ikke på grunn av vegsalt (Bækken, 2014). Det er verdt å merke seg at de fleste tidligere undersøkelser av vegnære innsjøer baserer seg på punktobservasjoner av klorid eller ledningsevne, noe som gjør at sesongvariasjoner ikke blir avdekket. I dette studiet er det ledningsevnedata med høy oppløsning, som viste at det ikke var en tydelig effekt av vegavrenning i Oppegårdstjern.

Selv om det ikke har blitt dokumentert en betydelig saltpåvirkning grunnet vegsalttilførsler i Oppegårdstjern, vet man likevel lite om hvilken betydning de aktuelle konsentrasjonene har for prosesser i innsjøen, og det er viktig å forhindre videre negative effekter i fremtiden. Med utgangspunkt i de målte kloridnivåene i Oppegårdstjern, var konsentrasjonene mye lavere enn det som tidligere har vist seg å gi akutte eller kroniske effekter på alger og andre vannlevende organismer (Amundsen et al., 2008; Novotny et al., 2008). Det er imidlertid fornuftig å være føre-var, ettersom det er lite kunnskap om forsinkede effekter av salt fra vegen, og det kan være virkninger som foreløpig ikke er synlige. Det bør derfor ikke avskrives at salttilførselen kan gi økte belastninger på økosystemet i fremtiden. Lavere kloridverdier i Oppegårdstjern i 2021 enn i 2013 (Bækken, 2014), kan henge sammen med lavere saltforbruk på Europa- og riksveger i vintersesongen 2020/21 (Isaksen, 2021). Men etter den planlagte utbygningen til firefeltsveg forbi Oppegårdstjern, vil mest sannsynlig de fremtidige saltmengdene på vegstrekningen øke. Uten forurensningstiltak vil den nye vegen gi økt avrenning av salt til Oppegårdstjern, som muligens vil kunne føre til kjemisk sjiktning, mindre oksygen og mer utlekking av reduserte forbindelser i dypvannet, og økt dominans av *G. semen*. I dag planlegger Statens vegvesen å drenere overvannet langs vegstrekningen i nedbørsfeltet til Oppegårdstjern over til en annen resipient, men detaljene er ikke helt fastsatt (Heier, 2021). Ved å avlede vannet fra sitt naturlige avrenningsmønster kan antagelig de negative effektene på vannmiljøet fra vegutbyggingen reduseres betraktelig for Oppegårdstjern, og det vil bli

mindre akkumulering av salt i innsjøen. Hvordan overvannet håndteres vil være avgjørende for tilstanden i Oppegårdstjern i fremtiden.

4.2 Betydning av temperatur, temperatursjiktning og DOM for *G. semen*-dominans

Det var en signifikant sammenheng mellom heteroxanthin og temperatur (Tabell 1), noe som indikerer at økningen i innsjøtemperatur gjennom sommerhalvåret bidro til oppblomstringer av *G. semen*. En tilsvarende sammenheng er også funnet i flere tidligere studier (Hagman et al., 2015; Hagman et al., 2020; Karosiené et al., 2016; Rengefors et al., 2012; Trigal et al., 2011). Et eksempel er Karosiené et al. (2016) som peker på at noe av grunnen til kraftigere oppblomstringer av *G. semen* skyldes at økning i vårtemperatur stimulerer til tidligere rekruttering fra syster, noe som fører til tidligere oppblomstringer av *G. semen*. Økningen i Oppegårdstjern var ellers å forvente siden veksthastigheten til alger generelt øker med temperaturen (Wetzel, 2001).

Videre kan temperaturgradienten ha bidratt til økning av *G. semen*-pigmenter, hvor utviklingen av temperatursjiktning gjennom feltperioden så ut til å være et resultat av stabile værforhold og DOM. Store temperaturforskjeller mellom topp- og bunnvann ga de høyeste konsentrasjonene av heteroxanthin, mens stabilitetsbruddet i slutten av juli – forårsaket av lavere temperaturer, store nedbørsmengder og tendenser til kraftigere vind – ga markant nedgang i *G. semen*-pigmenter ved prøvetagningen den 4. august. Gjennom hele perioden gjorde relativt høye DOC-verdier i Oppegårdstjern at oppvarmingen av toppsjiktet ble stor og sjiktningen ble sterk. En sannsynlig driver bak de høye DOC-verdiene er alloktion tilførsel fra det tidligere uttaket av torv, og tidligere overførsel av vann fra Holt-tjernet (Berge, 1991). Autokton produksjon var antageligvis nokså begrenset, med *G. semen* som dominerende alge, som så ut til å produsere lite organiske substanser (diskuteres under). Det har tidligere blitt rapportert om sammenhenger mellom torvuttak og oppblomstringer av *G. semen* (Lepistö et al., 1994). DOM absorberer en stor fraksjon av fotonene i regionen for fotosyntetisk aktiv stråling (PAR), slik at temperaturen i de øverste vannlagene øker (Read & Rose, 2013; Thrane et al., 2014). DOM svekker også lysgjennomtrengningen og minsker den eufotiske sonen (Seekell et al., 2015). I tillegg skygger DOM mest for blått lys, som er viktigst i fotosyntesen hos de fleste alger, mens rødt lys blir mest tilgjengelig i innsjøen (Kirk, 1976; Thrane et al., 2014). Hagman et al. (2018) argumenterer for at dette gir et konkurransefortrinn til *G. semen* som kan benytte seg av flere lysbølgelengder enn alger flest. Lysabsorpsjonen og skyggingen gjør at sjiktningen blir mer stabil (Read & Rose, 2013; Rohrlack, 2020a; Thrane et al., 2014),

og siktedypet blir grunnere enn epilimnion. Dermed vil alger uten flageller få en ulempe (Deininger et al., 2017), og det blir økt dominans av *G. semen*, slik det er funnet tidligere i innsjøer med lysbegrensende forhold (Hagman et al., 2015; Hagman et al., 2018; Hagman et al., 2020; Korneva, 2001; Lepistö et al., 1994; Rengefors et al., 2012; Trigo et al., 2013). Oppblomstringer av *G. semen* i Oppegårdstjern ble sannsynligvis fremmet av sjiktungs- og skygge-effekten av DOM, og resultatene i dette studiet styrker hypotesen om at sjiktungsforhold har innvirkning på oppblomstringer av *G. semen*.

Assimilering av karbon fra DOM ved osmotrofi har i tidligere studier blitt antatt å være en sentral suksessfaktor for oppblomstringer av *G. semen* (Findlay et al., 2005; Rengefors et al., 2008). Dette kan også være sentralt for oppblomstringer i Oppegårdstjern. Dette studiet er likevel ikke godt egnet til å si noe om hvor viktig høye DOM-verdier er for å forklare oppblomstringer av algen, siden det kun er gjort undersøkelser av én innsjø hvor konsentrasjonene var konstante mellom 13 og 14 mg/L. Derfor fremkom det ingen signifikant sammenheng mellom DOC og heteroxanthin i Spearman-analysen (Tabell 1). Samtidig har tidligere studier konstatert at DOC-konsentrasjoner over 10 mg/L er sentralt for å forklare oppblomstringer av *G. semen* (Rengefors et al., 2008), så det er derfor sannsynlig at DOM var en viktig forklaringsparameter også i Oppegårdstjern. Oksygenverdiene (Figur 7) hang nøye sammen med innsjøtemperatur (Figur 6) og DOC, og sjiktningen som oppsto i Oppegårdstjern, og viste seg også å være negativt korrelert med heteroxanthin (Tabell 1). Der det er høye temperaturer i overflatevann er det vanligvis algeaktivitet og høye verdier for oksygenkonsentrasjon og -metning (Wetzel, 2001). Men til tross for algeaktiviteten ble det kun på ett tidspunkt i feltperioden registrert en overmetning av oksygen, og ikke ellers (Figur 7). Dette kan tyde på at det også i overflaten var en del nedbrytning, noe som er typisk i innsjøer med mye DOM, hvor heterotrofe prosesser overgår de autotrofe (Rohrlack, 2020b). De moderate oksygenverdiene i overflaten kan også tyde på at *G. semen*, som den dominerende algen i innsjøen, er miksotrof, og at den i liten grad skaffer energi gjennom uorganisk karbon i fotosyntese, men heller heterotroft assimilerer organiske karbonforbindelser fra løste fraksjoner i vannfasen. Høye konsentrasjoner av heteroxanthin sammen med moderate verdier for oksygen ble også funnet i masteroppgaven til Flakke (2022), noe som forsterker antagelsen om at *G. semen* kanskje er en alge som tar opp og bruker organiske substanser i stor skala. Oksygenverdiene i de øverste fem meterne i Oppegårdstjern (Figur 7) økte samtidig med nedgangen i heteroxanthin (Figur 11), noe som kan ha vært et resultat av de ustabile værforholdene, delvis sirkulasjon og innblanding fra

lufta. Men økningen kan også ha vært et produkt av andre alger som ble dominerende i denne perioden (Figur 14), og som i motsetning til *G. semen* ikke var mikсотrofe, og som dermed produserte oksygen i fotosyntesen.

4.3 Mulige næringsstoffkilder for *G. semen*

I flere tidligere studier har det blitt antatt at *G. semen* har en fordel siden den kan vandre til hypolimnion hvor den kan ta opp ammonium og fosfat (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2020; Lepistö et al., 1994; Pithart et al., 1997; Rohrlack, 2020b; Salonen & Rosenberg, 2000). Vandringsen til *G. semen* har blitt antatt å være begrenset til rundt fem meter (Rohrlack, 2021), så det er svært lite sannsynlig at algen klarte å dra nytte av næringsstoffene i bunnvannet i Oppegårdstjern. Likevel så den ut til å ha suksessfull oppblomstring kun med tilgang til stoffer i epilimnion. Det er ingen andre prosesser enn næringsopptak, bortsett fra denitrifikasjon, som fjerner nitrat fra vannfasen (Stewart et al., 1982), så studiet gir altså en god indikasjon på at *G. semen* tok opp næringsstoffer i epilimnion først og fremst ned til tre meters dyp, noe fra fem meters dyp, men ikke dypere. Reduksjonen av fosfat-fosfor (Figur 8) og nitrat-nitrogen (Figur 10) var kraftig gjennom feltperioden, og var statistisk korrelert med en økning i heteroxanthin (Tabell 1). Ved slutten av feltperioden var det fortsatt en del PO₄-P i epilimnion, men det er mulig at mangel på NO₃-N og NH₄-N ville fungert som en trigger for algen, slik at den ville prøve å vandre lenger ned i vannsøylen. Likevel er det høyst tvilsomt at den noen gang vil klare å vandre dypt nok til å ta opp stoffer som er oppkonsentrert over sedimentene. I svært eutrofe innsjøer kan akkumuleringen av fosfat og ammonium bli så kraftig at stoffene kan nærme seg sprangsjiktet, og da kan muligens *G. semen* ta opp dette, men det var ikke tilfellet i Oppegårdstjern. Lave oksygenverdier i hypolimnion tydet på en nedbrytning i bunnlagene som antatt, og en mineralisering og oppkonsentrering av særlig NH₄-N og noe PO₄-P like over sedimentene fremkom i Figur 9 og Figur 8. Likevel viste ikke resultatene noen akkumulering av fosfat-fosfor eller ammonium-nitrogen ved de dypene som *G. semen* kan nå, hverken før eller under oppblomstringen. Det er mulig at *G. semen* kan ha hatt en fordel av næringsstoffakkumuleringen i grunnere deler av innsjøen, men ettersom bunnforhold ikke er kartlagt, og det antas at det ikke er grunne områder før helt inntil kantene, ga neppe dette noen stor fordel i Oppegårdstjern. Selv om tidligere studier har vist at *G. semen* har en fordel av å kunne akkumulere stoffer fra hypolimnion, tyder egne observasjoner på at algen ikke vandrer dypt nok, og at dette ikke var forklaringen for oppblomstringer i Oppegårdstjern. Den vertikale migreringen er derfor ingen forutsetning for suksess for

oppblomstringer av *G. semen*, og så lenge øvrige forhold er optimale kan algen bruke det som finnes i epilimnion og være dominerende også i dype innsjøer.

Ettersom Oppegårdstjern er innsjøen som ligger øverst i vassdraget, kun har innslag av jordbruksarealer i nedbørsfeltet, og er såpass dyp at næringsopptak fra hypolimnion er svært usannsynlig, er det mulig at *G. semen* ble begrenset av lave konsentrasjoner av PO₄-P, NH₄-N eller NO₃-N i epilimnion gjennom vekstsesongen. I starten av feltperioden var N:P-forholdet over 30, og på det høyeste gjennom perioden (Vedlegg H). Utover sesongen sank forholdet helt til siste prøvetagningsdato, hvor forholdet ble under 6 på det laveste. Dette samsvarte med figurene for PO₄-P og NO₃-N (Figur 8 og Figur 10), hvor så mye som 5 µg PO₄-P var tilgjengelig i vannfasen til enhver tid, mens konsentrasjonene av NO₃-N nesten havnet under deteksjonsgrensen. I en fosforlimitert algekultur er det sjeldent mulig å påvise PO₄-P i det hele tatt (Tarapchak & Herche, 2011). I tillegg har tidligere studier vist at *G. semen* kan akkumulere og lagre fosfat i cellene i perioder med god tilgang på næringsstoffet, slik at algen klarer å vokse en stund etter at PO₄-P ikke lenger kan påvises i vannet (Grigorszky et al., 2010; Karosienė et al., 2016). En tilsvarende lagringsmekanisme er ikke dokumentert for ammonium og nitrat, så dermed er antagelig den løste fraksjonen et godt mål på den tilgjengelige fraksjonen. Alger trenger også generelt mer nitrogen enn fosfor (Mostert & Grobbelaar, 1987). Med utgangspunkt i dette virker det ikke som om PO₄-P var begrensende i Oppegårdstjern. Det er mer sannsynlig at nitrogen spilte en rolle som limiterende faktor for vekst. Ved å sammenligne NO₃-N-verdier som ble redusert ned til deteksjonsgrensen på den ene siden (Figur 10), med NH₄-N som ikke endret konsentrasjon på den andre siden (Figur 9), kan det se ut som at *G. semen* foretrekker nitrat fremfor ammonium. Men dette strider med blant annet Rohrlack (2020b), som sier at fytoplankton i naturlige vann foretrekker ammonium som nitrogenkilde. Det er energetisk umulig at alger foretrekker nitrat, siden ammonium kan brukes direkte, mens det krever energi å bruke nitrat som nitrogenkilde (Lieberman et al., 1994). Derfor henger mest sannsynlig fraværet av korrelasjon mellom NH₄-N og heteroxanthin (Tabell 1) sammen med at algen slet med å bruke de lave konsentrasjonene av NH₄-N som var tilgjengelig i Oppegårdstjern (Figur 9), og ikke betyr at den foretrekker nitrat.

Med de lave næringsstoffkonsentrasjonene i epilimnion (Figur 8, Figur 9 og Figur 10), særlig ved siste prøvetagningsdato, den 16. august, klarte algen å danne påfallende høye pigmentkonsentrasjoner. Flere tidligere studier har funnet en tilsvarende sammenheng mellom lave konsentrasjoner av løste næringsstoffer samtidig med dominans av *G. semen* (Cronberg

et al., 1988; Hagman et al., 2015; Hongve et al., 1988; Münzner, 2019). En forklaring på dette kan være at det kan ha blitt tilført nye næringsstoffer ved nedbørsperioder som ble tatt opp raskt av algene, og dermed ikke ble registrert i felt. En annen forklaring er at *G. semen* er mikсотrof, som funnet av Rengefors et al. (2008), og klarer å danne oppblomstringer til tross for lite løste næringsstoffer, da den kan skille ut stoffer som gjør at andre organismer eller forbindelser går i oppløsning. *G. semen* kan da trekke ut næringsstoffer fra organismenes substans, eller eventuelt fra DOM, som diskutert i kap. 4.2. Det er mulig at nettopp denne egenskapen gjorde at *G. semen* klarte å danne en ny oppblomstring den 16. august, etter nedgangen den 4. august (Figur 11). Hvis for eksempel de fucoxanthin-produserende algene som blomstret opp den 4. august (Figur 14) ble tilintetgjort av *G. semen*, kan de ha bidratt med viktige næringsstoffer den etterfølgende perioden.

4.4 Økt dominans og utbredelse av *G. semen*

Dataene i dette studiet støtter at temperatur, temperatursjiktning og DOC har betydning for oppblomstringer av *G. semen*, som kan få betydning i en verden med økte klimaendringer og økt «browning» av innsjøene. Dominans av *G. semen* i Oppegårdstjern samsvarte godt med varme temperaturer og stabile vær- og sjiktningforhold. Den første registrerte oppblomstringen av *G. semen*, 9. juni (Figur 11), skjedde samtidig som temperatur- og oksygengradienter ble etablert (Figur 6 og Figur 7). Trenden videre utover i vekstperioden viste økende mengde av *G. semen* med større temperatur- og oksygengradienter, som så ut til å være de faktorene som best forklarte det gode grunnlaget for vekst (Tabell 1). Ved brudd på de stabile forholdene, og ved kraftigere nedbørsepisoder, vind og temperaturfall, fikk fucoxanthin-produserende fyttoplankton en fordel, mens *G. semen* fikk en ulempe. Bruddet på de stabile rammene var ikke tilstrekkelig til å forårsake fullsirkulasjon av vannsøylen, men førte nok til små omrokkinger av vannmassene i epilimnion. Til tross for at *G. semen* er relativt stor i forhold til andre alger, er den fremdeles såpass liten at en vindindusert sirkulasjon i epilimnion hindrer den frie døgnvandringen til algen. Varmere vår- og høsttemperaturer vil sannsynligvis resultere i lengre perioder med stabil temperatursjiktning, som har vist seg å være viktig for *G. semen* (Hagman et al., 2020; Rengefors et al., 2012). Hvis trendene for temperatur fortsetter å øke fremover, som antydnet i studiet til Hagman et al. (2015), vil fremtidige klimaforhold antageligvis føre til økt dominans og utbredelse av *G. semen*. Hagman et al. (2018) og Trigoal et al. (2013) peker også på at mer nedbør, økt tilførsel av alloktont organisk materiale, og mer «browning» av innsjøene, sannsynligvis vil skje

fremover, og at dette øker sannsynligheten for økt utbredelse og høyere oppblomstringsfrekvens av algen.

Dette studiet støtter ikke at *G. semen*-suksess henger sammen med tilgang til næringsstoffer i hypolimnion, som vist i tidligere studier (Findlay et al., 2005; Hagman et al., 2020; Lepistö et al., 1994; Pithart et al., 1997; Rohrlack, 2020b; Salonen & Rosenberg, 2000). I studiene til blant annet Findlay et al. (2005), Hagman et al. (2020), Pithart et al. (1997), Rohrlack (2020b) og Salonen og Rosenberg (2000), ble relativt grunne innsjøer undersøkt, som forklarer hvorfor *G. semen* klarte å utnytte stoffer i bunnvannet i disse innsjøene, og hvorfor dette ikke var tilfellet i Oppegårdstjern. De anoksiske bunnforholdene som oppsto i Oppegårdstjern gjennom feltperioden (Figur 7), førte til at det ble større anaerob nedbrytning og frigjøring av stoffer i bunnvannet (Figur 8 og Figur 9). Men disse stoffene ble ikke blandet oppover i vannsøylen siden sjiktningen holdt seg såpass stabil. Utlekkingen var også langt ifra stor nok til at det kunne skje en akkumulering av stoffer helt opp til sprangsjiktet, hvor det ble påvist *G. semen*. Derfor tyder resultatene på at *G. semen* kan danne oppblomstringer og være dominerende i innsjøer hvor algen kun oppholder seg i epilimnion. Dette studiet er ikke egnet til å forklare om de viktigste næringsstoffkildene til algen er fra løste fraksjoner i epilimnion, eller fra osmotrofisk næringsopptak eller biologiske interaksjoner med andre organismer, men dette vil være aktuelt å undersøke i fremtidige studier. Funnene i dette studiet gir grunnlag for å tro at *G. semen* vil ha oppblomstringer, og bli oppdaget, i flere regioner i verden i den kommende tiden, også i dype innsjøer.

5 KONKLUSJON

Det ble dokumentert oppblomstringer av den problematiske algen *G. semen* i den dype, humøse og vegnære innsjøen Oppegårdstjern, i sesongen 2021. Flere miljøfaktorer har tidligere vist seg å være sentrale for å fremme oppblomstringer av algen, og sannsynligvis er oppblomstringene avhengige av flere enn én faktor. Til tross for at innsjøen har avrenning fra E134, er den ikke saltpåvirket per i dag. Konsentrasjonene av klorid og ledningsevne var innenfor normale grenser, og det var ingen betydelig forskjell mellom verdier i øvre og nedre sjikt i innsjøen. Likevel er det viktig å forhindre fremtidig økning av kloridverdier i innsjøen etter utvidelse til firefeltsveg, ved at overvannet håndteres og behandles i tilstrekkelig grad. Selv om det ikke var en effekt av vegsalt på oppblomstringer av *G. semen* i Oppegårdstjern, er det mulig at vegavrenning kan forårsake kjemisk sjiktning og oppblomstringer av algen i andre vegnære innsjøer der sjiktning kan gi algen en fordel. Sjiktninger har blitt beskrevet som en sentral årsak til vekst og utvikling av *G. semen* i flere tidligere studier, blant annet siden algen under disse forholdene får tilgang på næringsstoffer i hypolimnion. I Oppegårdstjern ga ikke denne effekten av sjiktning noen fordel for *G. semen*, siden innsjøen er for dyp, og oppkonsentreringen av næringsstoffer for liten, til at algen kan benytte næringsstoffene i hypolimnion.

Det ser likevel ut som at sjiktning var en sentral forklaring for oppblomstringer av *G. semen* i innsjøen, sammen med stabile værforhold, høye konsentrasjoner av løst organisk materiale og høy temperatur. *G. semen* sliter med å styre bevegelsen sin i sirkulerende vann, men ved stagnasjon av vannmassene klarer den å migrere til områder med gunstige miljøforhold. Varmt vær med lite vind, sammen med tilførsel av alloktont DOM til innsjøene, gjør at temperaturen blir høyere i epilimnion hvor *G. semen* oppholder seg, noe som er gunstig for algen. Andre alger uten flageller får en ulempe av skyggeeffekten til DOM, mens *G. semen* har tilpasninger som gir den en fordel under disse forholdene, i tillegg til at det virker sannsynlig at den bruker substanser i DOM som næringskilde. Det viste seg at *G. semen* kan danne oppblomstringer og være dominerende i innsjøer uten næringsstoffkilde i hypolimnion, og med lave løste næringsstoffkonsentrasjoner i epilimnion. Dette henger muligens sammen med at algen er mikсотrof, og kan tilegne seg nødvendige næringsstoffer fra DOM eller ved biologiske interaksjoner med andre små organismer. Det er ingen unison forklaring for oppblomstringer av *G. semen*, og den tilgjengelige forskningen i dag har resultater som peker på ulike forklaringsparametere. Dette studiet støtter at viktige forklaringer er høy temperatur og DOM i sjiktete innsjøer, og peker også på at algen klarer å danne oppblomstringer i dype

innsjøer. Det bør derfor forventes økt utbredelse av *G. semen* i takt med klimaendringene og mer «browning» av innsjøer, og at algen kan utbre seg og påvises i et økt antall innsjøer i fremtiden. Ettersom *G. semen* er en alge som har negative effekter på vannkvalitet og skaper forvaltningsmessige utfordringer, vil det være sentralt å foreta videre analyser av innsjøer med et bredt spekter av fysiske og kjemiske forhold, for å skaffe mer informasjon om forklaringer for oppblomstringene.

REFERANSER

- Amundsen, C. E., French, H., Haaland, S., Pedersen, P. A., Riise, G. & Roseth, R. (2008). *Salt SMART Miljøkonsekvenser ved salting av veger -en litteraturgjennomgang*. Teknologirapport fra Statens vegvesen nr. 2535. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/191704/Teknologirapport%202535.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 23.09.2021).
- Angeler, D. G., Trigel, C., Drakare, S., Johnson, R. K. & Goedkoop, W. (2010). Identifying resilience mechanisms to recurrent ecosystem perturbations. *Oecologia*, 164 (1): 231-241. doi: 10.1007/s00442-010-1640-2.
- Barland, T. K. (2020). *Effekter av veisalt på sjikttingsforhold og fordeling av næringsstoffer i innsjøen Søndre Brutjern*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://static02.nmbu.no/mina/studier/moppgaver/2020-Barland.pdf> (lest 07.01.2022).
- Berge, D. (1991). *Forurensningsutviklingen i drikkevannskilden Oppegårdstjernet i Frogn kommune - Årsakssammenheng*. NIVA-rapport;2533. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/206260> (lest 09.09.2021).
- Brubæk, H. R. (2021). *Samtale med masterstudent Hanna Refsnes Brubæk ved NMBU* (14.12.2021).
- Bækken, T. (2006). *Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH*. UTB-rapport fra Statens vegvesen nr. UTB 2006/06. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/192512> (lest 12.10.2021).
- Bækken, T. (2014). *Vann- og sedimentkvalitet i Oppegårdstjern, Frogn kommune i 2013, før utvidelse av RV23*. NIVA-rapport;6612. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/216518> (lest 27.08.2021).
- 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.
- Cronberg, G. (2005). The life cycle of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *Phycologia*, 44: 285-293. doi: 10.2216/0031-8884(2005)44[285:TLCOGS]2.0.CO;2.
- 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.
- Digernes, I. (2004). *Kjemiske og fysikalske metoder for måling i vann*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Direktoratsgruppen. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Klassifiseringsveileder 02:2018 Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/> (lest 09.09.2021).
- Eloranta, P. & Råike, A. (1995). *Light as a factor affecting the vertical distribution of Gonyostomum semen (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in lakes*. *Aqua Fennica* 25: 15-22 (lest 09.05.2022).
- Enell, M. & Löfgren, S. (1988). Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia*, 170 (1): 103-132. doi: 10.1007/BF00024901.
- Field, A. (2009). *Discovering statistics using SPSS*. 3rd ed. utg. Los Angeles: SAGE.
- Figueroa, R. & Rengefors, K. (2006). Life cycle and sexuality of the freshwater Raphidophyte *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *Journal of Phycology*, 42: 859-871. doi: 10.1111/j.1529-8817.2006.00240.x.

- Findlay, D. L., Paterson, J. J., Hendzel, L. L. & Kling, H. J. (2005). Factors influencing *Gonyostomum* semen blooms in a small boreal reservoir lake. *Hydrobiologia*, 533 (1): 243-252. doi: 10.1007/s10750-004-2962-z.
- Flakke, A. E. (2022). *Samtale med masterstudent Agnes Elise Flakke ved NMBU* (09.03.2022).
- Gorham, E. & Boyce, F. M. (1989). Influence of Lake Surface Area and Depth Upon Thermal Stratification and the Depth of the Summer Thermocline. *Journal of Great Lakes Research*, 15 (2): 233-245. doi: [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(89\)71479-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(89)71479-9).
- Grigorszky, I., Dévai, G., Kiss, K. T., Tóthmérész, B., Gligora, M., Plenkovics-Moraj, A., Kraj, K., Béres, V. B., Schnitch, C., Borics, G., et al. (2010). Importance of Acidic Phosphatase Activity in P Supply and *Gonyostomum* Semen Ehrenbergh (Raphidophyta) Occurrence in a Hungarian Peat Bog, Keleméri Kis-Mohos (NE Hungary). *Acta Biologica Hungarica*, 61 (1): 111-121. doi: 10.1556/ABiol.61.2010.1.11.
- Hagman, C. H. C., Ballot, A., Hjermann, D. Ø., Skjelbred, B., Brettum, P. & Ptacnik, R. (2015). The occurrence and spread of *Gonyostomum* semen (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 744 (1): 1-14. doi: 10.1007/s10750-014-2050-y.
- Hagman, C. H. C., Skjelbred, B., Thrane, J.-E., Andersen, T. & de Wit, H. (2018). Growth responses of the nuisance algae *Gonyostomum* semen ((Ehrenberg) Diesing, Raphidophyceae) to DOC and associated alterations of light quality and quantity. *Aquatic Microbial Ecology*, 82. doi: 10.3354/ame01894.
- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T., Uhlig, S. & Hostyeva, V. (2019). Heteroxanthin as a pigment biomarker for *Gonyostomum* semen (Raphidophyceae). *PLOS ONE*, 14 (12): e0226650. doi: 10.1371/journal.pone.0226650.
- Hagman, C. H. C. (2020). *Phytoplankton in humic and colored Nordic lakes*. MINA fagrapport 66. Ås: Norwegian University of Life Sciences. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2676839> (lest 30.03.2022).
- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T. & Riise, G. (2020). The success of *Gonyostomum* semen (Raphidophyceae) in a boreal lake is due to environmental changes rather than a recent invasion. *Limnologica*, 84: 125818. doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125818>.
- Hansson, L.-A. (1996). Behavioural Response in Plants: Adjustment in Algal Recruitment Induced by Herbivores. *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences*, 263: 1241-1244. doi: 10.1098/rspb.1996.0182.
- Hansson, L.-A. (2000). Synergistic Effects of Food Chain Dynamics and Induced Behavioral Responses in Aquatic Ecosystems. *Ecology*, 81: 842-851. doi: 10.2307/177381.
- Heggland, A. & Blindheim, T. (2004). *Kvalitetssikring av naturtypeinformasjon i Frogn kommune*. Sistesjans-notat 2004-13. Tilgjengelig fra: http://lager.biofokus.no/sis-rapport/sistesjansenotat_2004-13.pdf (lest 15.09.2021).
- Heier, L. S. (2021). *Oppegårdstjern - masterveiledning* (e-post til Lene Sørli Heier 31.10.2021).
- Hongve, D., Løvstad, Ø. & Bjørndalen, K. (1988). *Gonyostomum* semen — a new nuisance to bathers in Norwegian lakes. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 23 (1): 430-434. doi: 10.1080/03680770.1987.11897957.
- Hongve, D. (2004). *Endogenic Meromixis Studies of Nordbytjernet and Other Meromictic Lakes in the Upper Romerike Area*. Doktoravhandling. Oslo: Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo.
- Hongve, D., Riise, G. & Kristiansen, J. F. (2004). Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water – a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences*, 66 (2): 231-238. doi: 10.1007/s00027-004-0708-7.

- Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G. & Vogt, R. D. (2010). Quantifying the Drivers of the Increasing Colored Organic Matter in Boreal Surface Waters. *Environmental Science & Technology*, 44 (8): 2975-2980. doi: 10.1021/es903179j.
- Isaksen, T. (2021). *Mengderapport vinteren 2020/2021*. Rapport fra Statens vegvesen nr. 738. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2835223> (lest 12.01.2022).
- Johansson, K. S. L., Vrede, T., Lebret, K. & Johnson, R. K. (2013). Zooplankton Feeding on the Nuisance Flagellate *Gonyostomum semen*. *PLOS ONE*, 8 (5): e62557. doi: 10.1371/journal.pone.0062557.
- Karosienė, J., Kasperovičienė, J., Koreivienė, J., Savadova, K. & Vitonytė, I. (2016). Factors promoting persistence of the bloom-forming *Gonyostomum semen* in temperate lakes. *Limnologica*, 60: 51-58. doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.05.009>.
- Keskitalo, J., Salonen, K. & Holopainen, A.-L. (2014). *Long-term fluctuations in environmental conditions, plankton and macrophytes in a humic lake, Valkea-Kotinen*. Boreal Environment Research. Tilgjengelig fra: <https://www.researchgate.net/publication/242410320> (lest 02.05.2022).
- Kirk, J. (1976). Yellow substance (gelbstoff) and its contribution to the attenuation of photosynthetically active radiation in some inland and coastal south-eastern Australian waters. *Marine and Freshwater Research*, 27 (1): 61-71. doi: <https://doi.org/10.1071/MF9760061>.
- Kjensmo, J. (1997). The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjøen, southeastern Norway. *Hydrobiologia*, 347 (1): 151-159. doi: 10.1023/A:1003035705729.
- Korneva, L. (2001). Ecological aspects of mass development of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Dies. (Raphidophyta). *International Journal on Algae*, 3: 40-54. doi: 10.1615/InterJAlgae.v3.i3.40.
- Kusber, W.-H. (2003). Typification of the four European species of *Gonyostomum* (Raphidophyceae) and first records of *G. depressum* from NE Germany. *Willdenowia - Annals of the Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem*, 33: 467-475. doi: 10.3372/wi.33.33221.
- Lebret, K., Ndez, M., Hagman, C., Rengefors, K. & Hansson, L.-A. (2012). Grazing resistance allows bloom formation and may explain invasion success of *Gonyostomum semen*. *Limnology and oceanography*, 57: 727-734. doi: 10.4319/lo.2012.57.3.0727.
- Lebret, K., Östman, Ö., Langenheder, S., Drakare, S., Guillemette, F. & Lindström, E. S. (2018). High abundances of the nuisance raphidophyte *Gonyostomum semen* in brown water lakes are associated with high concentrations of iron. *Scientific Reports*, 8 (1): 13463. doi: 10.1038/s41598-018-31892-7.
- Lepistö, L., Antikainen, S. & Kivinen, J. (1994). The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes. *Hydrobiologia*, 273 (1): 1-8. doi: 10.1007/BF00126764.
- Lieberman, O. S., Shilo, M. & van Rijn, J. (1994). The physiological ecology of a freshwater dinoflagellate bloom population: Vertical migration, nitrogen limitation, and nutrient uptake kinetics. *Journal of Phycology*, 30 (6): 964-971. doi: <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1994.00964.x>.
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff*. Doktoravhandling. Ås: Norwegian University of Life Sciences. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/190880/ecotoxicologicaleffectsofhighway.pdf> (lest 14.10.2021).

- Mostert, E. S. & Grobbelaar, J. U. (1987). The influence of nitrogen and phosphorus on algal growth and quality in outdoor mass algal cultures. *Biomass*, 13 (4): 219-233. doi: [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(87\)90061-8](https://doi.org/10.1016/0144-4565(87)90061-8).
- Münzner, K. (2019). *Gonyostomum semen i svenska sjöar - förekomst och problem*: Uppsala universitet. Tilgjengelig fra: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-390173> (lest 03.11.2021).
- Norges geologiske undersøkelse. (2022). *Løsmasser og marin grense*. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/ (lest 16.03.2022).
- Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. (2022a). *Meteorologiske data for Ås*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/fakultet/realtek/laboratorier/bioklim/meteorologiske-data> (lest 08.11.2021).
- Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. (2022b). *Månedstabeller for siste 12 måneder*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/fakultet/realtek/laboratorier/bioklim/meteorologiske-data/siste-12-mdr> (lest 08.11.2021).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022a). *NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*. Tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no/> (lest 10.10.2021).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022b). *NVE Elvenett*. Tilgjengelig fra: <https://temakart.nve.no/link/?link=elvenett> (lest 16.03.2022).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022c). *NVE Innsjødatabase*. Tilgjengelig fra: <https://temakart.nve.no/link/?link=innsjodatabase> (lest 16.03.2022).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022d). *NVE Nedbørfelt (REGINE)*. Tilgjengelig fra: <https://temakart.nve.no/tema/nedborfelt> (lest 16.03.2022).
- Norsk institutt for bioøkonomi. (2022). *NIBIO Kilden Arealinformasjon*. Tilgjengelig fra: <https://kilden.nibio.no/> (lest 07.04.2022).
- Norsk klimaservicesenter. (2022a). *Klimanormaler*. Tilgjengelig fra: <https://klimaservicesenter.no/kss/vrdata/normaler> (lest 03.11.2021).
- Norsk klimaservicesenter. (2022b). *Observasjoner og værstatistikk*. Tilgjengelig fra: <https://seklima.met.no/observations/> (lest 03.11.2021).
- Novotny, E. V., Murphy, D. & Stefan, H. G. (2008). Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Sci Total Environ*, 406 (1-2): 131-44. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.07.037.
- Onset. (2022). *HOBO U24 Conductivity Logger (U24-001) User's Manual*. Tilgjengelig fra: <https://www.onsetcomp.com/support/manuals/15070-man-u24x/> (lest 28.10.2021).
- Pearre, S., Jr. (2003). Eat and run? The hunger/satiation hypothesis in vertical migration: history, evidence and consequences. *Biol Rev Camb Philos Soc*, 78 (1): 1-79. doi: 10.1017/s146479310200595x.
- Pećzuła, W., Poniewozik, M. & Szczyrowska, A. (2013). *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing bloom formation in nine lakes of Polesie region (Central–Eastern Poland). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 49: 301-308. doi: 10.1051/limn/2013059.
- Pithart, D., Pechar, L. & Mattisson, G. (1997). Summer blooms of raphidophyte *Gonyostomum semen* and its diurnal vertical migration in a floodplain pool. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*: 119-133. doi: 10.1127/algol_stud/85/1997/119.
- Read, J. S. & Rose, K. C. (2013). Physical responses of small temperate lakes to variation in dissolved organic carbon concentrations. *Limnology and Oceanography*, 58 (3): 921-931. doi: <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.3.0921>.

- Rengefors, K., Palsson, C., Hansson, L.-A. & Heiberg, L. (2008). Cell lysis of competitors and osmotrophy enhance growth of the bloom-forming alga *Gonyostomum semen*. *Aquatic Microbial Ecology - AQUAT MICROB ECOL*, 51: 87-96. doi: 10.3354/ame01176.
- Rengefors, K., Weyhenmeyer, G. & Bloch, I. (2012). Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. *Harmful Algae*, 18: 65–73. doi: 10.1016/j.hal.2012.04.005.
- Reuss, N. (2005). *Sediment pigments as biomarkers of environmental change*. Doktoravhandling. Roskilde: National Environmental Research Institute. Tilgjengelig fra: <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.631.5231&rep=rep1&type=pdf> (lest 17.10.2021).
- Riise, G., Müller, R., Haaland, S. L. & Weyhenmeyer, G. A. (2018). *Acid rain-a strong external driver that has suppressed water colour variability between lakes*. Tilgjengelig fra: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-369276> (lest 23.03.2022).
- Rohrlack, T. (2020a). The diel vertical migration of the nuisance alga *Gonyostomum semen* is controlled by temperature and by a circadian clock. *Limnologia*, 80: 125746. doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125746>.
- Rohrlack, T. (2020b). Hypolimnetic assimilation of ammonium by the nuisance alga *Gonyostomum semen*. *AIMS Microbiology*, 6 (2): 92-105. doi: 10.3934/microbiol.2020006.
- Rohrlack, T. (2021). *Samtale med professor Thomas Rohrlack ved NMBU* (12.05.2021).
- 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.
- Sassenhagen, I., Rengefors, K., Richardson, T. L. & Pinckney, J. L. (2014). Pigment composition and photoacclimation as keys to the ecological success of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae, Stramenopiles). *J Phycol*, 50 (6): 1146-54. doi: 10.1111/jpy.12246.
- Saunes, H., Værøy, N. & Åstebøl, S. O. (2018). *Undersøkelsen av vegnære innsjøer i Norge: Vannkjemiske og biologiske undersøkelser - 2017*. Rapport fra Statens vegvesen nr. 564. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2671788> (lest 09.05.2022).
- Saunes, H., Jørgensen, N. E., Værøy, N., Konierczny, R. M. & Åstebøl, S. O. (2019). *Sluttrapport – Undersøkelse av veinære innsjøer 2015-2018 : vannkvalitet og statistiske analyser av data for 2005-2018*. Rapport fra Statens vegvesen nr. 217. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/2611367> (lest 03.09.2021).
- Schlesinger, W. H. & Bernhardt, E. S. (2020). *BIOGEOCHEMISTRY An Analysis of Global Change*. 4. utg. London: Elsevier.
- Seekell, D., Lapierre, J.-F. & Karlsson, J. (2015). Trade-offs between light and nutrient availability across gradients of dissolved organic carbon concentration in Swedish lakes: Implications for patterns in primary production. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 150714143446008. doi: 10.1139/cjfas-2015-0187.
- Statens vegvesen. (2014). *Rv. 23 Oslofjordforbindelsen – byggetrinn 2 REGULERINGSPÅN Naturmiljø undersøkelse Oppgårdtjern*. Dokument nr. MV-103 (lest 20.11.2020).
- Statens vegvesen. (2021). *Årsrapport 2020*. Årsrapport fra Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/globalassets/om-oss/om->

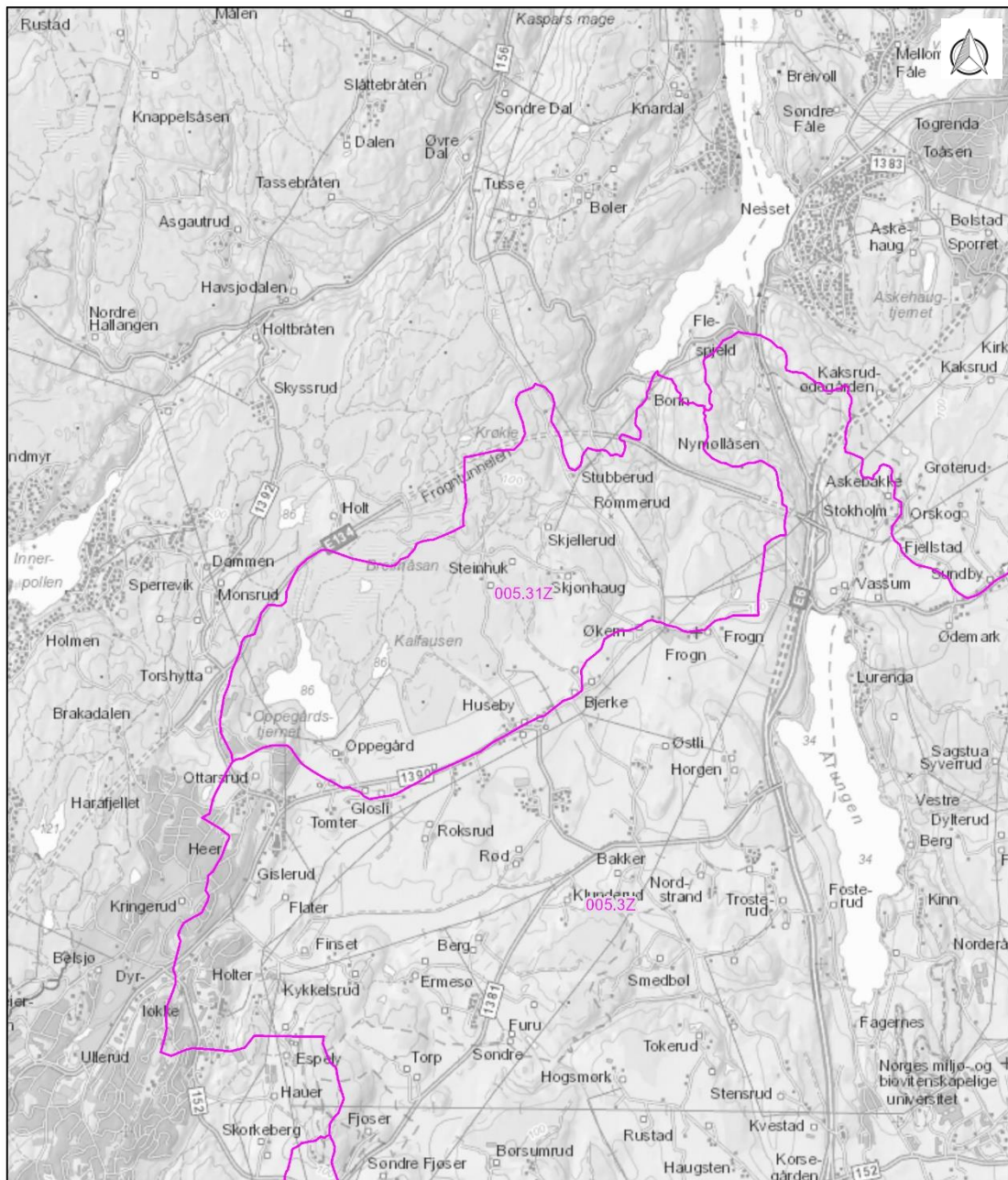
- [organisasjonen/arsrapporter/arsrapport-for-statens-vegvesen-2020.pdf](#) (lest 11.01.2022).
- Stewart, W., Preston, T., Peterson, H. & Christofi, N. (1982). Nitrogen Cycling in Eutrophic Freshwaters. *Royal Society of London Philosophical Transactions Series B*, 296. doi: 10.1098/rstb.1982.0022.
- Strock, K. E., Theodore, N., Gawley, W. G., Ellsworth, A. C. & Saros, J. E. (2017). Increasing dissolved organic carbon concentrations in northern boreal lakes: Implications for lake water transparency and thermal structure. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122 (5): 1022-1035. doi: <https://doi.org/10.1002/2017JG003767>.
- Strøm, O. (2012). *Mengderapportering vinteren 2011/2012*. Rapport fra Statens vegvesen nr. 151. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2655434> (lest 12.01.2022).
- Tarapchak, S. & Herche, L. (2011). Phosphate Uptake by Microorganisms in Lake Water: Deviations from Simple Michaelis–Menten Kinetics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 319-328. doi: 10.1139/f86-041.
- 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.
- 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: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02615.x>.
- Trigal, C., Hallstan, 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>.
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen: Klima- og miljødepartementet*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (lest 07.09.2021).
- Vannportalen. (2022). *Bunnefjorden med Årungen- og Gjærsvjøvassdraget (PURA) vannområde*. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/vannregioner/innlandet-og-viken/vannomrader-i-vannregion-innlandet-og-viken2/bunnefjorden-med-arungen-og-gjarsjovassdraget-vannomrade> (lest 27.09.2021).
- Wachenfeldt, E. & Tranvik, L. (2008). Sedimentation in Boreal Lakes—The Role of Flocculation of Allochthonous Dissolved Organic Matter in the Water Column. *Ecosystems*, 11: 803-814. doi: 10.1007/s10021-008-9162-z.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic press.
- 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: Inter-Research Science Center. Tilgjengelig fra: <http://www.jstor.org/stable/24826571> (lest 12.12.2021).

VEDLEGG

Vedlegg A: Nedbørsfeltet til Gloslibekken

Nedbørsfeltet til Gloslibekken med enhet 005.31Z i NVEs Atlas (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022d).

Nedbørsfelt



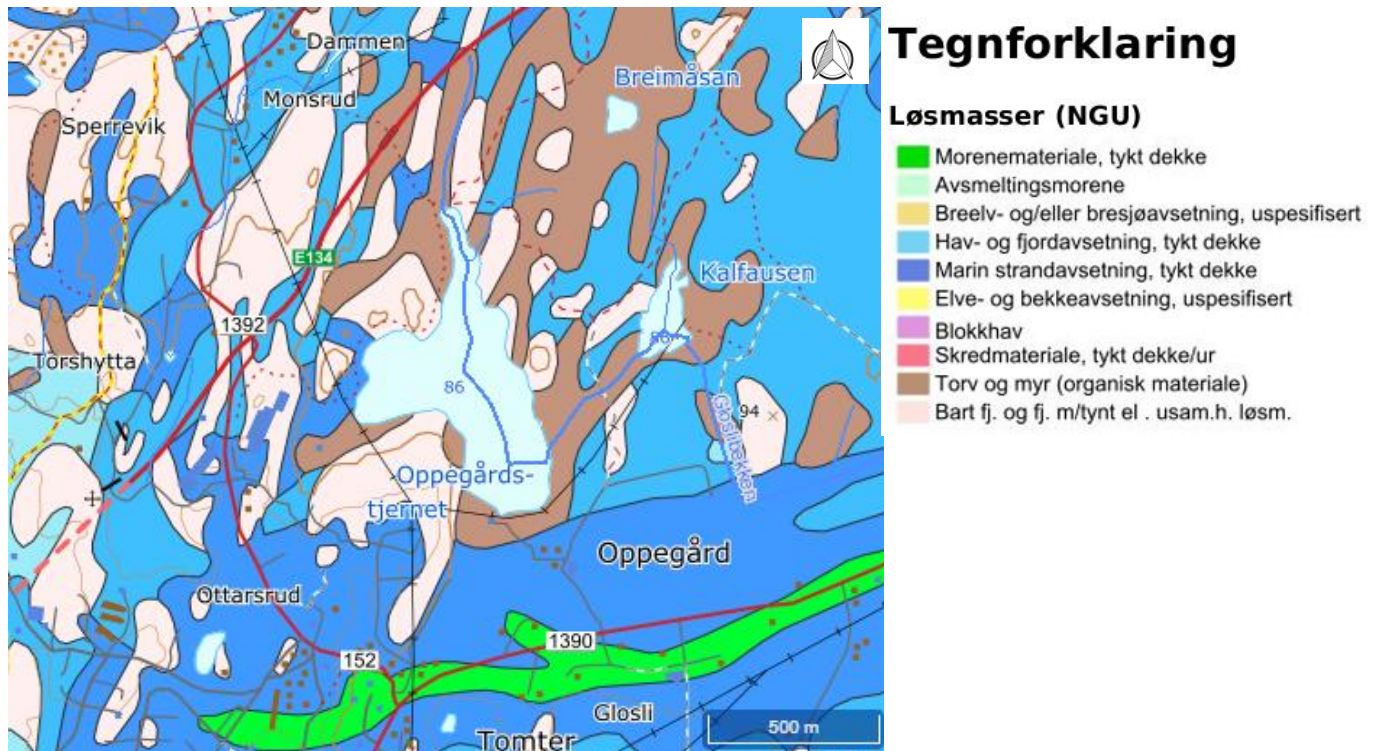
5.5.2022

 Nedbørsfelt til hav

1:40 000
0 0,33 0,65 1,3 mi
0 0,5 1 2 km

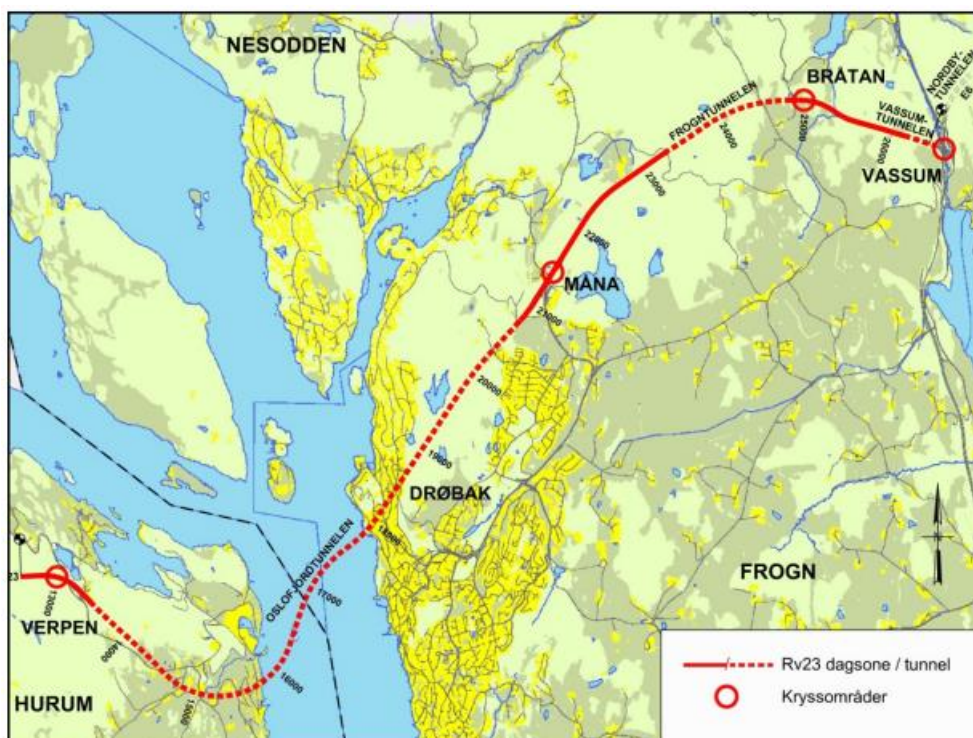
Vedlegg B: Løsmassekart for undersøkellesområdet

Løsmassekart hentet fra NGU (Norges geologiske undersøkelse, 2022).



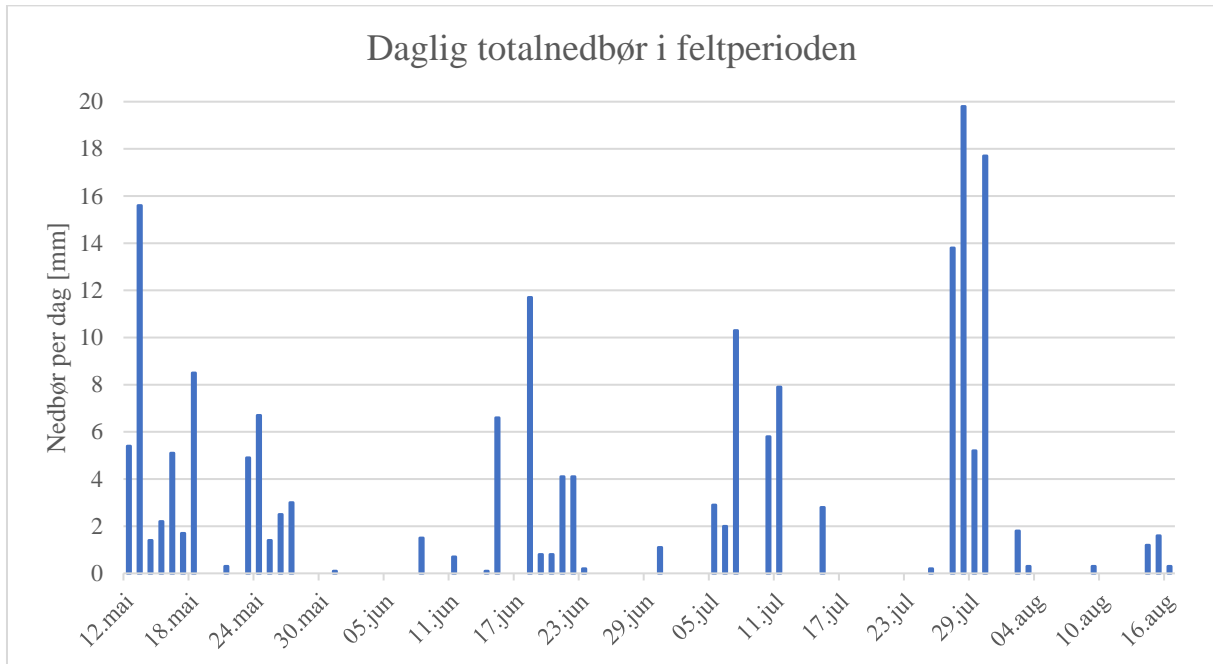
Vedlegg C: Plan for byggetrinn to av Oslofjordforbindelsen

Oversikt over utbyggingsplan for byggetrinn to av Oslofjordforbindelsen, med ny kryssløsning på Måna, like ved Oppegårdstjern (Statens vegvesen, 2014).



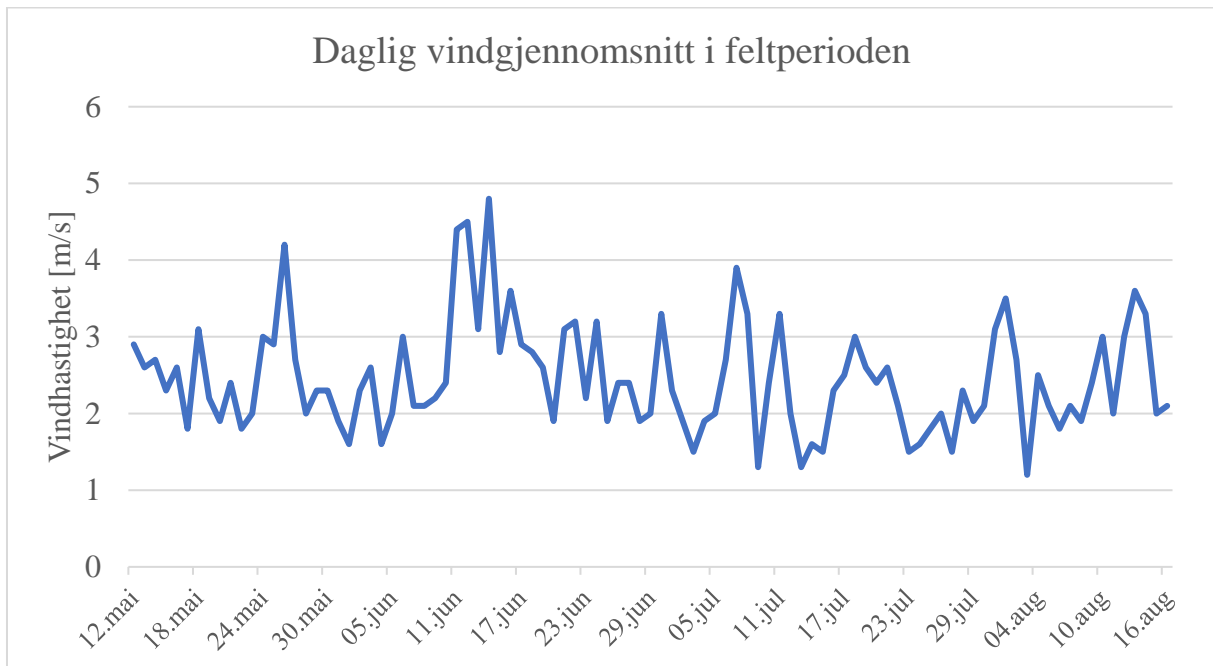
Vedlegg D: Daglig totalnedbør i feltperioden

Totalnedbør per døgn i feltperioden fra 12. mai til 16. august fra målestasjon i Ås kommune.



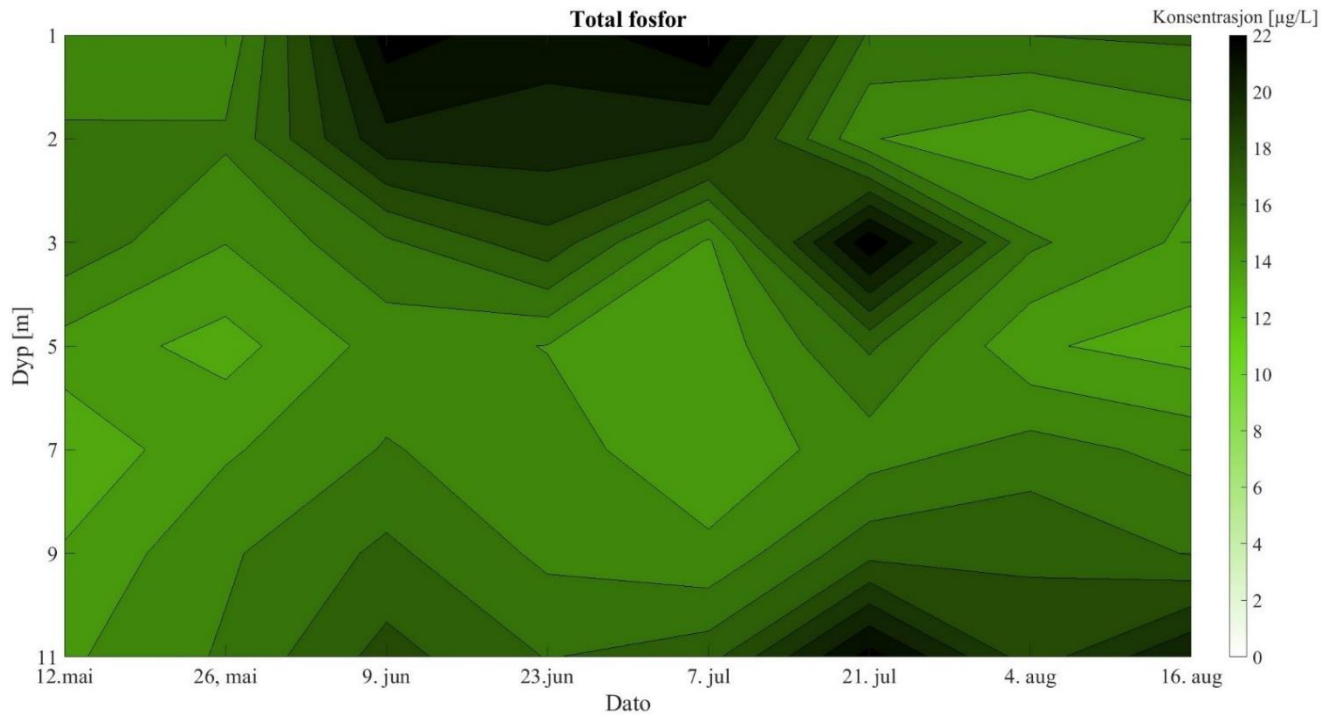
Vedlegg E: Daglig vindgjennomsnitt i feltperioden

Gjennomsnittlig vindhastighet per døgn i feltperioden fra 12. mai til 16. august fra målestasjon i Ås kommune.



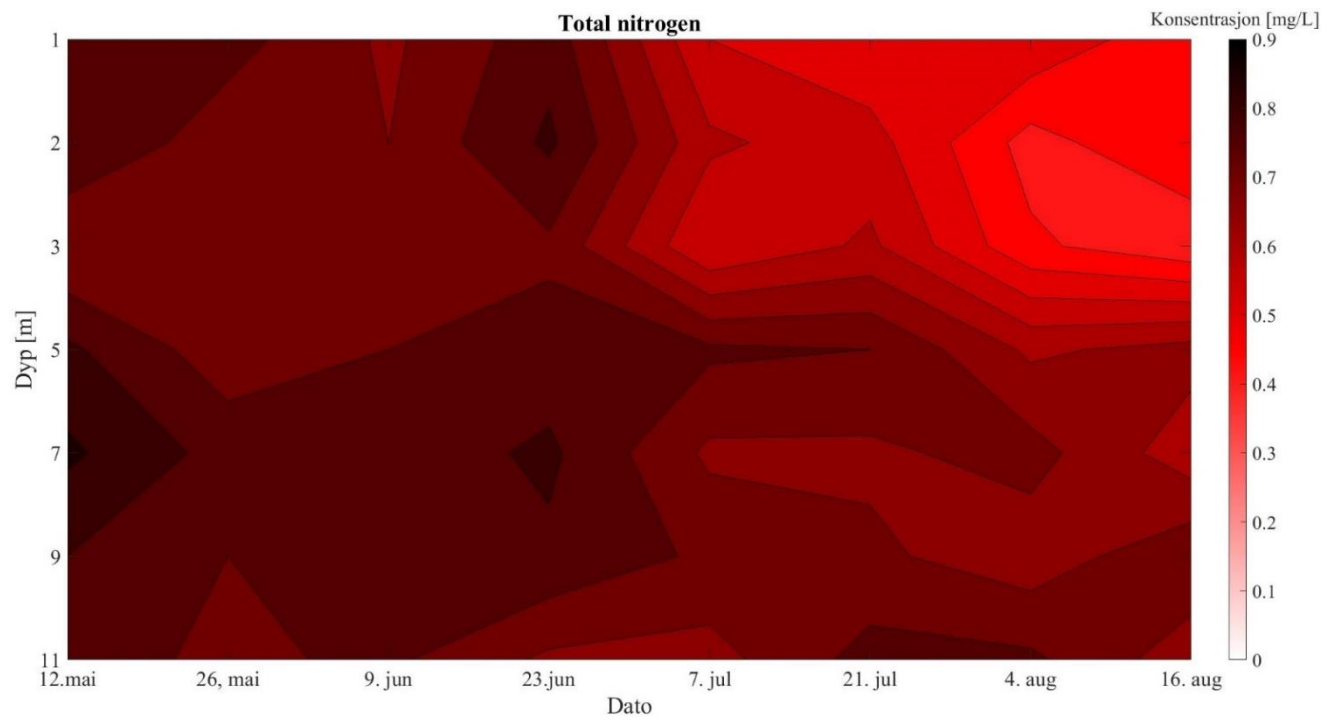
Vedlegg F: Total fosfor

Total fosfor i Opegårdstjern i feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.



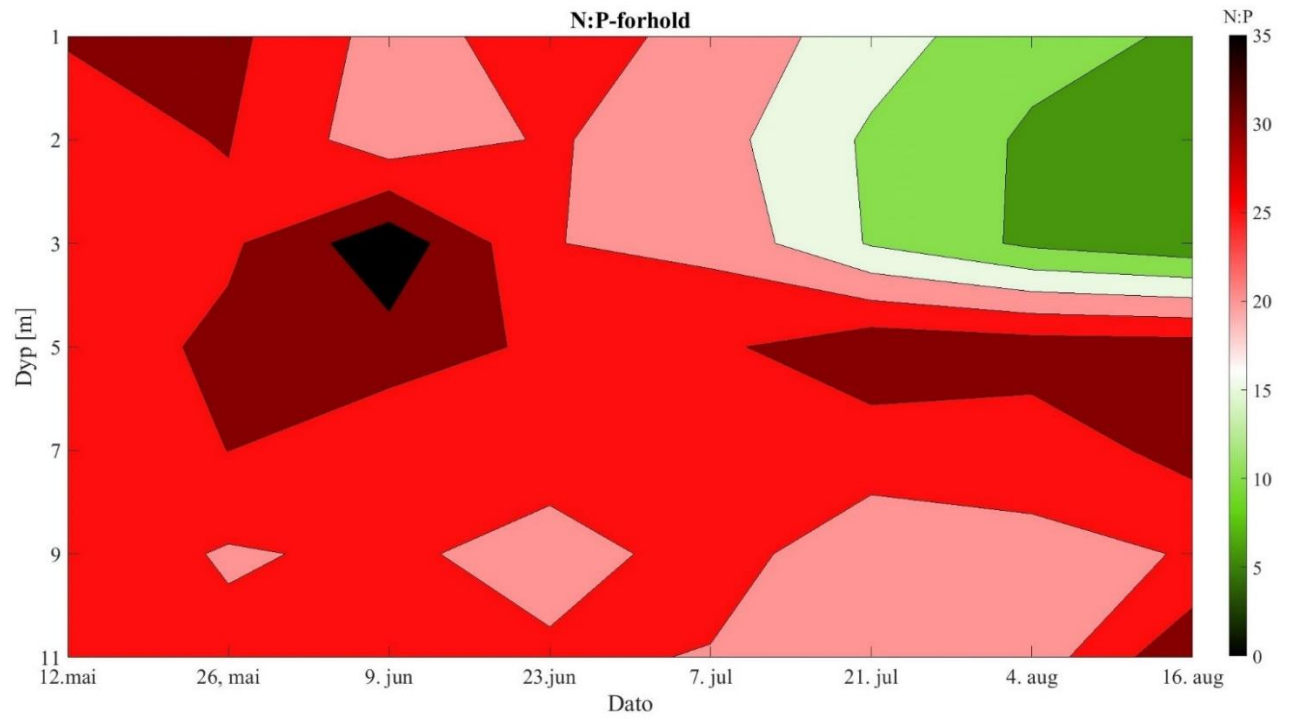
Vedlegg G: Total nitrogen

Total nitrogen i Opegårdstjern i feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.



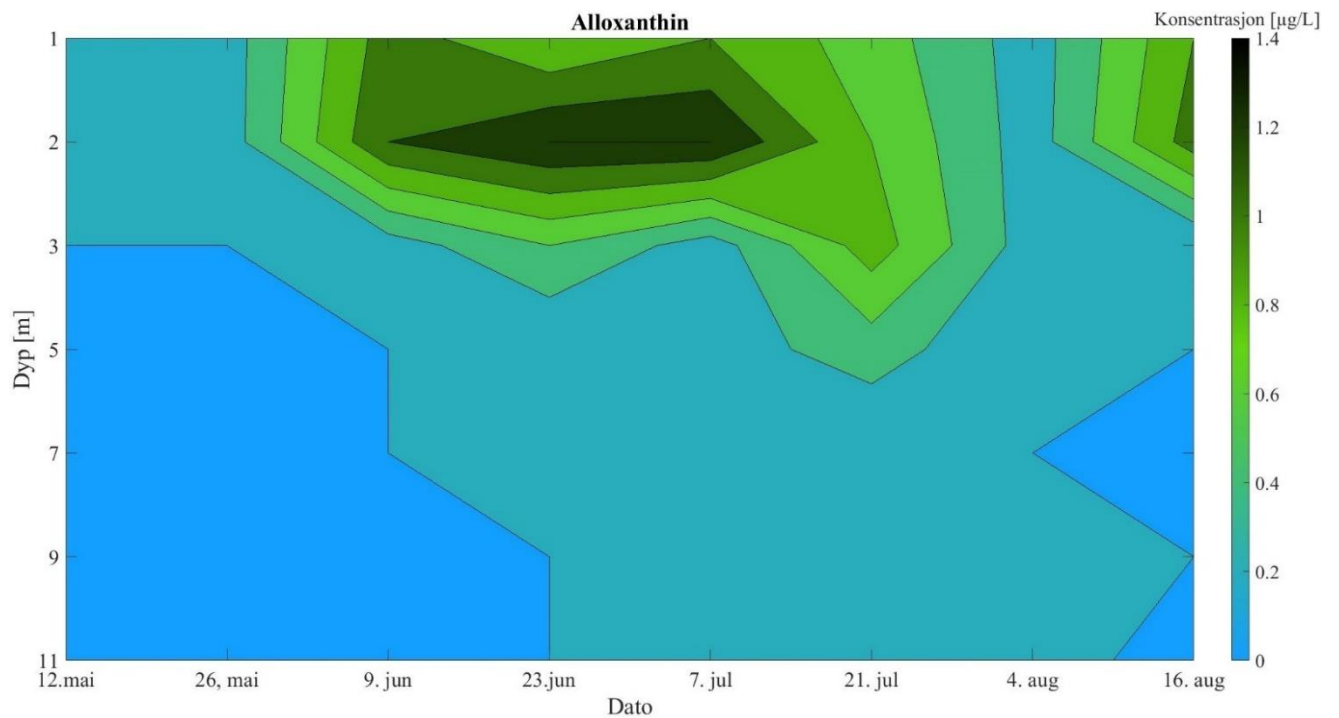
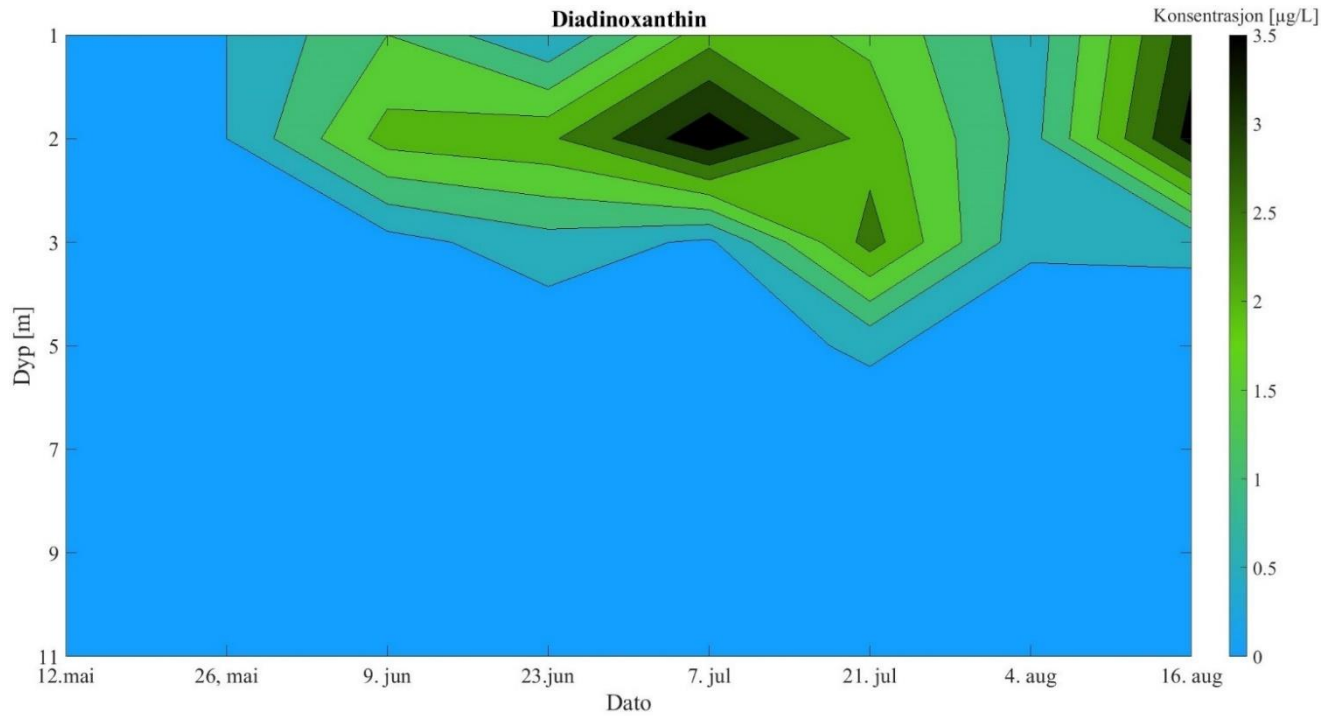
Vedlegg H: N:P-forhold

N:P-forhold i Oppegårdstjern i feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.



Vedlegg I: Diadinoxanthin og alloxanthin

Fordeling av diadinoxanthin og alloxanthin i vannsøylen i Oppegårdstjern gjennom feltperioden fra 12. mai til 16. august 2021.



Vedlegg J: In situ-målinger av temperatur, oksygen og ledningsevne

Samletabell for feltparametere i Oppegårdstjern fra 12. mai til 16. august 2021.

Dato:	Dyp [m]:	Temperatur [°C]:	Oksygenmetning [%]:	Oksygenkonsentrasjon [mg/L]:	Ledningsevne [µS/cm]:
12.mai	1	9,40	10,90	97,00	99,00
12.mai	2	9,40	10,80	96,00	99,00
12.mai	3	9,20	10,70	95,00	99,00
12.mai	4	8,90	10,60	93,00	100,00
12.mai	5	7,90	10,50	97,00	100,00
12.mai	6	7,10	10,00	93,00	100,00
12.mai	7	6,70	9,60	90,00	100,00
12.mai	8	6,40	9,30	77,00	100,00
12.mai	9	6,30	9,00	75,00	100,00
12.mai	10	6,20	8,80	73,00	100,00
12.mai	11	6,10	8,70	71,00	100,00
12.mai	12	6,10	8,50	70,00	101,00
26.mai	1	13,70	9,80	95,00	-
26.mai	2	13,70	9,70	94,00	-
26.mai	3	11,40	9,10	83,00	-
26.mai	4	9,20	8,90	77,00	-
26.mai	5	8,40	8,60	73,00	-
26.mai	6	8,00	8,40	71,00	-
26.mai	7	7,30	8,00	66,00	-
26.mai	8	6,90	7,60	62,00	-
26.mai	9	6,80	7,30	60,00	-
26.mai	10	6,60	7,20	59,00	-
26.mai	11	6,50	7,10	58,00	-
26.mai	12	6,40	6,80	55,00	-
09.jun	1	20,50	9,01	101,00	99,60
09.jun	2	18,80	9,70	104,90	97,90
09.jun	3	12,50	8,06	75,60	98,20
09.jun	4	9,30	8,36	73,40	99,40
09.jun	5	8,00	8,13	68,70	99,60
09.jun	6	7,20	7,65	63,70	100,30
09.jun	7	6,90	6,92	57,00	100,60
09.jun	8	6,70	6,79	56,00	100,60
09.jun	9	6,60	6,61	54,40	100,70
09.jun	10	6,50	6,30	51,60	101,00
09.jun	11	6,40	5,93	48,50	101,40
09.jun	12	6,30	5,41	43,80	102,30
23.jun	1	18,50	8,84	94,70	99,00
23.jun	2	18,20	8,69	93,60	99,30

23.jun	3	17,70	8,32	85,00	99,90
23.jun	4	10,60	7,27	64,70	99,00
23.jun	5	8,20	7,00	60,10	99,60
23.jun	6	7,20	6,38	53,00	100,20
23.jun	7	7,00	5,98	50,00	100,60
23.jun	8	6,70	5,62	45,30	101,00
23.jun	9	6,60	5,15	42,70	101,20
23.jun	10	6,50	4,87	39,00	101,80
23.jun	11	6,40	4,42	36,50	102,30
23.jun	12	6,30	3,65	29,40	104,10
07.jul	1	22,60	8,65	101,30	101,10
07.jul	2	21,20	8,53	97,20	101,40
07.jul	3	16,60	4,51	49,10	101,20
07.jul	4	11,60	4,80	45,30	99,40
07.jul	5	8,60	5,27	46,00	100,30
07.jul	6	7,30	5,21	43,30	101,00
07.jul	7	6,90	4,81	40,60	101,50
07.jul	8	6,80	4,40	36,30	101,70
07.jul	9	6,70	4,04	33,80	102,50
07.jul	10	6,50	3,67	29,10	102,90
07.jul	11	6,30	2,00	17,60	106,00
07.jul	12	6,30	0,61	5,60	110,50
21.jul	1	22,00	8,69	99,60	102,40
21.jul	2	21,90	8,62	98,90	102,40
21.jul	3	18,30	3,10	31,00	102,70
21.jul	4	12,90	2,95	28,00	100,20
21.jul	5	8,90	3,87	33,70	100,30
21.jul	6	7,80	4,20	35,40	101,00
21.jul	7	7,20	3,90	32,80	101,80
21.jul	8	6,80	3,42	28,00	102,60
21.jul	9	6,70	3,00	24,50	103,50
21.jul	10	6,40	1,62	14,60	106,80
21.jul	11	6,40	0,90	7,00	108,10
21.jul	12	6,30	0,32	3,10	110,70
04.aug	1	19,40	8,48	93,00	102,50
04.aug	2	19,20	8,26	90,90	102,60
04.aug	3	18,80	5,76	63,60	103,00
04.aug	4	13,70	3,20	30,00	101,40
04.aug	5	9,70	3,07	26,90	99,80
04.aug	6	7,80	3,27	27,80	101,30
04.aug	7	7,20	2,87	24,10	102,60
04.aug	8	6,90	2,60	21,10	103,10
04.aug	9	6,80	2,11	16,90	104,00

04.aug	10	6,60	1,68	14,50	104,60
04.aug	11	6,60	1,31	10,20	105,40
04.aug	12	6,50	0,66	7,10	108,30
16.aug	1	19,30	8,80	97,90	103,40
16.aug	2	19,10	8,71	95,70	103,50
16.aug	3	18,90	6,46	71,00	103,90
16.aug	4	14,80	0,52	5,00	102,80
16.aug	5	9,90	2,17	19,50	101,80
16.aug	6	7,70	2,43	20,90	102,40
16.aug	7	7,20	4,72	14,70	104,20
16.aug	8	6,90	1,31	10,80	105,30
16.aug	9	6,70	0,84	7,20	105,50
16.aug	10	6,50	0,29	2,60	108,50
16.aug	11	6,40	0,06	0,30	111,20
16.aug	12	6,30	0,01	0,10	115,00

Vedlegg K: Ex situ-analyser av klorid, DOC og næringsstoffer

Samletabell for kjemiske analyser av vannprøvene fra Oppegårdstjern, gjort på laboratorium.

Dato:	Dyp [m]:	Cl ⁻ [mg/L]:	DOC [mg/L]:	TP [µg/L]:	TN [mg/L]:	PO ₄ -P [µg/L]:	NH ₄ -N [µg/L]:	NO ₃ -N [mg/L]:	N:P-forhold:
12.mai	1	9,86	13,05	19,10	0,76	7,36	20,25	0,37	30,21
12.mai	2	9,82	13,19	19,22	0,80	7,78	18,55	0,37	28,73
12.mai	3	9,93	13,48	20,03	0,70	7,68	15,70	0,37	28,18
12.mai	5	10,00	13,47	17,53	0,81	8,99	27,42	0,38	26,70
12.mai	7	9,84	13,57	15,77	0,86	8,85	22,00	0,39	26,90
12.mai	9	9,97	13,60	16,94	0,80	8,30	22,82	0,38	28,19
12.mai	11	9,99	13,52	17,77	0,77	8,58	31,40	0,38	28,85
26.mai	1	9,54	12,90	18,25	0,77	6,62	16,60	0,35	31,24
26.mai	2	9,56	13,47	19,41	0,72	6,69	14,12	0,35	30,19
26.mai	3	9,65	13,36	18,03	0,75	6,93	9,25	0,36	29,09
26.mai	5	9,96	13,45	16,31	0,72	7,51	23,21	0,38	31,31
26.mai	7	9,82	13,21	17,82	0,78	7,76	21,20	0,38	30,04
26.mai	9	9,84	13,35	19,01	0,75	9,54	26,52	0,37	24,47
26.mai	11	9,92	13,30	19,37	0,74	9,34	30,33	0,38	26,30
09.jun	1	10,01	13,93	26,97	0,69	6,35	12,92	0,24	23,04
09.jun	2	9,97	14,15	24,89	0,70	6,16	7,73	0,24	21,86
09.jun	3	9,78	13,62	20,19	0,71	6,02	15,62	0,40	38,39
09.jun	5	9,93	13,57	18,50	0,75	7,16	23,89	0,38	33,25
09.jun	7	10,04	13,42	19,30	0,77	9,17	16,78	0,39	25,05
09.jun	9	10,06	13,41	20,67	0,79	8,63	14,80	0,39	25,97
09.jun	11	9,92	13,31	22,07	0,76	9,17	23,12	0,38	25,53
23.jun	1	9,94	13,72	25,62	0,78	5,28	17,00	0,22	27,22
23.jun	2	9,98	13,61	24,72	0,81	5,60	12,81	0,24	25,55
23.jun	3	9,90	13,67	22,43	0,74	6,07	16,03	0,24	25,14
23.jun	5	10,02	13,62	17,96	0,77	8,19	18,40	0,40	28,82
23.jun	7	10,03	13,45	61,34*	0,81	8,41	10,37	0,42	27,36
23.jun	9	9,97	13,57	18,91	0,79	8,66	8,13	0,36	22,93
23.jun	11	10,03	13,35	20,34	0,69	8,98	15,18	0,40	25,87
07.jul	1	9,98	13,33	27,46	0,55	6,16	34,26	0,17	23,58
07.jul	2	10,05	13,49	24,11	0,61	5,84	18,12	0,19	21,89
07.jul	3	9,90	13,55	17,79	0,55	5,06	17,52	0,18	23,71
07.jul	5	9,93	13,41	17,20	0,76	6,94	13,04	0,35	28,98
07.jul	7	9,89	13,48	17,24	0,69	7,80	10,78	0,36	25,98
07.jul	9	9,86	13,34	18,23	0,74	8,64	19,45	0,39	26,89
07.jul	11	10,13	13,47	21,12	0,68	8,84	21,54	0,35	24,72
21.jul	1	10,01	13,43	20,21	0,51	5,29	20,92	0,11	17,26
21.jul	2	10,19	13,47	18,07	0,57	5,85	10,35	0,13	14,20
21.jul	3	10,16	13,74	27,32	0,61	5,17	11,33	0,11	14,51

21.jul	5	9,99	13,48	20,58	0,75	6,57	11,19	0,39	33,55
21.jul	7	10,07	13,43	18,58	0,69	8,51	14,03	0,41	27,20
21.jul	9	9,95	13,68	21,21	0,71	9,92	10,53	0,39	22,08
21.jul	11	10,03	13,59	26,91	0,77	12,27	66,14	0,31	22,52
04.aug	1	10,16	13,62	20,41	0,54	5,62	15,78	0,07	11,65
04.aug	2	10,20	13,74	17,07	0,43	5,64	13,41	0,06	9,24
04.aug	3	10,25	13,81	19,43	0,46	5,46	11,73	0,06	9,01
04.aug	5	9,96	13,50	16,98	0,64	6,78	21,38	0,36	32,57
04.aug	7	10,21	13,55	19,71	0,72	7,99	9,21	0,39	26,94
04.aug	9	10,12	13,39	21,43	0,67	9,09	7,67	0,40	23,78
04.aug	11	10,27	13,50	22,15	0,76	9,36	13,35	0,36	22,18
16.aug	1	10,23	13,56	20,63	0,46	5,45	20,07	0,03	9,36
16.aug	2	10,19	13,68	18,39	0,50	5,88	13,76	0,02	5,76
16.aug	3	10,13	13,36	17,71	0,41	5,35	8,88	0,04	6,34
16.aug	5	9,97	13,15	16,22	0,67	5,85	21,58	0,30	32,28
16.aug	7	10,00	13,18	18,81	0,62	7,13	11,43	0,41	31,86
16.aug	9	9,94	13,37	20,32	0,74	9,22	23,21	0,38	25,24
16.aug	11	10,09	13,23	25,18	0,67	8,71	87,27	0,29	34,40

*Mest sannsynlig en feilmåling

Vedlegg L: Pigmentanalyse

Pigmentanalyse av vannprøvene fra Oppegårdstjern, gjort på laboratorium.

Dato:	Dyp [m]:	Heteroxanthin [mAU/L]:	Klorofyll a [µg/L]:	Diadinoxanthin [µg/L]:	Alloxanthin [µg/L]:	Violaxanthin [µg/L]:	Fucoxanthin [µg/L]:
12.mai	1	0,00	4,84	0,23	0,19	0,17	1,17
12.mai	2	0,00	4,08	0,24	0,18	0,14	1,08
12.mai	3	0,00	4,00	0,23	0,22	0,17	1,04
12.mai	5	0,00	1,04	0,09	0,05	0,00	0,29
12.mai	7	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,08
12.mai	9	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,03
12.mai	11	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,04
26.mai	1	0,00	6,18	0,55	0,30	0,21	1,35
26.mai	2	0,00	6,37	0,55	0,31	0,18	1,29
26.mai	3	0,00	4,32	0,34	0,18	0,12	0,89
26.mai	5	0,00	0,62	0,07	0,00	0,00	0,21
26.mai	7	0,00	0,41	0,00	0,06	0,00	0,09
26.mai	9	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,03
26.mai	11	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,05
09.jun	1	49,50	14,51	1,49	1,09	0,30	1,05
09.jun	2	77,72	20,17	2,25	1,22	0,26	1,06
09.jun	3	0,00	4,02	0,29	0,28	0,00	0,99
09.jun	5	0,00	0,85	0,08	0,18	0,00	0,15
09.jun	7	0,00	0,74	0,00	0,21	0,00	0,05
09.jun	9	0,00	0,48	0,00	0,14	0,00	0,04
09.jun	11	0,00	0,34	0,00	0,14	0,00	0,00
23.jun	1	0,00	6,55	0,47	0,80	0,15	0,56
23.jun	2	82,59	21,42	2,40	1,43	0,35	0,67
23.jun	3	32,16	7,53	0,79	0,58	0,07	0,41
23.jun	5	0,00	1,07	0,10	0,24	0,00	0,12
23.jun	7	0,00	0,75	0,06	0,18	0,00	0,00
23.jun	9	0,00	0,58	0,00	0,15	0,00	0,00
23.jun	11	0,00	0,70	0,10	0,20	0,00	0,00
07.jul	1	90,19	20,99	2,33	1,04	0,31	0,57
07.jul	2	131,44	33,68	3,95	1,43	0,40	0,48
07.jul	3	0,00	4,50	0,40	0,31	0,06	0,19
07.jul	5	0,00	1,54	0,16	0,27	0,00	0,07
07.jul	7	0,00	0,66	0,08	0,21	0,00	0,04
07.jul	9	0,00	0,73	0,10	0,23	0,00	0,00
07.jul	11	0,00	0,40	0,00	0,24	0,00	0,00
21.jul	1	75,75	17,97	1,93	0,70	0,27	0,79
21.jul	2	88,88	21,96	2,34	0,82	0,25	0,73
21.jul	3	114,75	23,63	2,69	0,90	0,25	0,63

21.jul	5	20,06	5,09	0,62	0,50	0,05	0,07
21.jul	7	0,00	1,32	0,12	0,24	0,00	0,00
21.jul	9	0,00	1,12	0,12	0,34	0,00	0,00
21.jul	11	0,00	0,57	0,07	0,21	0,00	0,00
04.aug	1	0,00	14,38	0,73	0,30	0,43	2,04
04.aug	2	34,78	10,78	0,80	0,29	0,23	1,04
04.aug	3	18,56	8,64	0,61	0,25	0,18	1,03
04.aug	5	0,00	1,88	0,15	0,19	0,00	0,11
04.aug	7	0,00	1,03	0,11	0,16	0,00	0,05
04.aug	9	0,00	1,22	0,16	0,21	0,00	0,00
04.aug	11	0,00	1,67	0,20	0,26	0,00	0,00
16.aug	1	125,63	28,50	3,27	0,97	0,38	0,93
16.aug	2	140,81	31,26	3,69	1,07	0,42	1,00
16.aug	3	35,34	8,17	0,58	0,24	0,13	0,93
16.aug	5	0,00	3,07	0,25	0,18	0,05	0,24
16.aug	7	0,00	1,25	0,13	0,13	0,00	0,08
16.aug	9	0,00	1,08	0,15	0,18	0,00	0,00
16.aug	11	0,00	1,03	0,10	0,13	0,00	0,00



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway