



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Kan oppblomstringer av *Gonyostomum semen* føre til utslipp av metaller fra innsjøsedimenter?

Can blooms of *Gonyostomum semen* cause metals
to be released from lake sediments?

Martine Bingen

Master i Miljø og naturressurser, Miljøgifter og økotoksikologi

Forord

Denne masteroppgaven ble skrevet som en del av min mastergrad i Miljø og naturressurser ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). I løpet av arbeidet med denne oppgaven har jeg tilbrakt mye tid i felt med vannprøvetaking, og på laboratoriet for å klargjøre og kjøre analyser av vannprøvene, dette har gitt meg erfaring jeg er glad for å kunne ta med meg videre. Jeg vil gjerne takke mine to veiledere, Thomas Rohrlack og Gunnhild Riise for alle tilbakemeldinger, innspill, diskusjoner og ideer, og ikke minst støtte gjennom hele prosessen. Jeg vil også takke min hovedveileder Thomas Rohrlack spesielt for tilliten til å delta så aktivt i bearbeiding av vannprøvene fra feltarbeidet.

Mine fem år på Ås har vært fylt av minner og opplevelser jeg kommer til å være takknemlig for resten av livet. Som student har jeg vært så heldig å få møte utrolig mange dyktige og inspirerende mennesker både på og utenfor skolebenken. Jeg kommer alltid til å verdsette den tiden jeg har hatt ved NMBU.

Jeg vil takke min kjæreste André for hjelp med korrekturlesing av oppgaven, oppmuntring og støtte. Jeg vil også takke alle venner, familie og spesielt mine venner på lesesalen ved Jordfagsbygget for støtte og oppmuntring.

Ås, 13. mai 2023

A handwritten signature in cursive script, reading 'Martine Bingen', written over a horizontal line.

Martine Bingen

Sammendrag

I løpet av de siste tiårene har det blitt observert en økning i forekomsten av algeoppblomstringer. Dette fenomenet kan påvirke økosystemet i innsjøer ved å forårsake endringer i de kjemiske, fysiske og biologiske forholdene. *Gonyostomum semen* er en encellet nåleflagellat som har en rekke egenskaper som gjør den i stand til å danne omfattende oppblomstringer. I denne oppgaven undersøkes det om oppblomstringene fra *Gonyostomum semen* er i stand til å påvirke de abiotiske forholdene i en innsjø så mye at tidligere sedimenterte metaller mobiliseres. Dette innebærer at algeoppblomstringen fører til endringer i blant annet redokspotensialet og vannets pH-verdi.

I dette studiet ble det gjennomført et feltforsøk over perioden 23. mai til 22. september 2022 der en rekke parametere ble målt *in situ*, deriblant redokspotensiale, pH, oksygenkonsentrasjon og lysintensitet. Det ble tatt vannprøver som ble analysert for metaller, næringsstoffer, mengden av *Gonyostomum Semen* (estimert ved å bruke pigmentet Heteroxanthin som biomarkør) og andre pigmenter. Prøvetakingen ble gjennomført i Glennetjern i Nordre Follo kommune, hvor det tidligere år har blitt påvist gjentakende oppblomstringer av *Gonyostomum semen*. Det ble funnet en oppblomstring av *Gonyostomum semen* i Glennetjern som varte fra 10. juni til 2. september. Det inntraff også tidlig en temperatursjiktning i innsjøen, noe som trolig har vært en fordel for *Gonyostomum semen* på grunn av algens evne til å drive døgnvandring og miksotrofi. I løpet av oppblomstringen ble det observert endringer i pH-verdi, redokspotensialet og oksygenkonsentrasjon, og det antas at dette delvis skyldes aktiviteten til *Gonyostomum semen*. Resultatene viste tydelige forskjeller mellom epilimnion og hypolimnion for disse parameterne. Det ble registrert varierende konsentrasjoner av de fem undersøkte metallene bly, kobber, jern, mangan og kadmium. Dette skyldes trolig at de anoksiske forholdene i hypolimnion har påvirket oksidasjonstilstanden til metallene.

Konsentrasjonene av fire av de undersøkte metallene ble vurdert til å ha lavt potensiale for toksiske effekter. For jern ble det funnet verdier som overskrider anbefalt grenseverdi. Dog er det mye usikkerhet knyttet til potensialet for toksiske effekter. Dette er på grunn av det komplekse samspillet mellom ulike faktorer som kan påvirke oksidasjonstilstanden.

Abstract

During the last decades there has been observed an increase in the occurrence of algal blooms. This phenomenon can affect the ecosystem of lakes by altering the chemical, physical and biological conditions. *Gonyostomum semen* is a unicellular Raphidophyte that possesses several characteristics that enable extensive blooms. In this thesis, the aim is to investigate whether the blooms of *Gonyostomum Semen* can influence the abiotic conditions in a lake to the extent that previously sedimented metals are mobilized. This implies that the algal blooms results in changes in, among other things, the redox potential and pH of the water.

In this thesis there was conducted a field study from May 23 to September 22, 2022. Several parameters were measured *in situ*, including redox potential, pH, oxygen concentration and light intensity. Water samples were also collected and analyzed for metals, nutrients, the abundance of *Gonyostomum semen* (estimated using the pigment Heteroxanthin as a biomarker), and other pigments. The sampling took place in Glennetjern in Nordre Follo municipality, where recurring blooms of *Gonyostomum semen* have been observed in previous years. A bloom of *Gonyostomum semen* was found in Glennetjern in this study, lasting from June 10 to September 2. An early thermal stratification occurred in the lake, which likely favored *Gonyostomum semen* due to the algae's ability to undergo diel vertical migration and mixotrophy. During the bloom, changes in pH, redox potential and oxygen concentration were observed. It is assumed that this is partly due to the activity of *Gonyostomum semen*. The results showed distinct differences between the epilimnion and hypolimnion for these parameters. Varying concentrations of the five investigated metals; lead, copper, iron, manganese and cadmium were recorded. This is likely due to the anoxic conditions in the hypolimnion affecting the oxidation state of the metals.

The concentrations of four of the examined metals were assessed to have low potential for toxic effects. However, iron was found exceed the recommended threshold value. Nevertheless, there is considerable uncertainty regarding the potential for toxic effects. This is because of the complex interplay of various factors that can influence the oxidation state of metals.

Innholdsfortegnelse

DEL 1: INTRODUKSJON.....	1
1.1 FYSISKE OG KJEMISKE FAKTORER SOM PÅVIRKES AV ALGEOPPBLOMSTRINGEN	1
1.2.1 pH under sjiktning	2
1.2.2 Redoksforhold under sjiktning.....	2
1.2 METALLER I VANNFASE	3
1.2.1 Bly (Pb).....	5
1.2.2 Kadmium (Cd).....	5
1.2.3 Kobber (Cu)	6
1.2.4 Jern (Fe)	6
1.2.5 Mangan (Mn).....	7
1.3 GONYOSTOMUM SEMEN.....	7
1.3.1 Utvikling og utbredelse.....	7
1.3.2 Konkurransfordeler som mulige drivere for oppblomstring	8
1.3.3 Faktorer som kan påvirke oppblomstring	9
1.4 PROBLEMSTILLING OG HYPOTESE	11
DEL 2: METODE	12
2.1 OMRÅDEBESKRIVELSE	12
2.2 METODER I FELT	13
2.2.1 Vannprøver	13
2.2.3 Lysmåler	14
2.3 LABRATORIEARBEID	14
2.3.1 Pigmentanalyse	14
2.3.2 Metallanalyse.....	15
2.3.3 Løst organisk karbon.....	15
2.4 KLIMA- OG VÆRDATA	15
2.5 STATISTISKE ANALYSER OG BEARBEIDING AV DATA	16
DEL 3: RESULTATER	17
3.1 MILJØFORHOLD	17
3.2 TEMPERATUR, OKSYGEN OG LYSINTENSITET I INNSJØEN	18
3.3 LØST ORGANISK KARBON	21
3.4 ALGESAMMENSETNING OG ALGEMENGDE.....	22
3.5 DYBDEFORDELING AV KLOROFYLL A.....	24
3.6 REDOKSFORHOLD OG pH	26
3.7 METALLER	28
3.8 SAMMENHENG MELLOM ULIKE PARAMETERE	29
DEL 4: DISKUSJON	32
4.1 UTVIKLINGEN AV <i>GONYOSTOMUM SEMEN</i> I SOMMERSESONGEN 2022	32
4.2 LØST ORGANISK KARBON (DOC)	33
4.4 INNVIRKNING AV SJIKTNINGSFORHOLD	35
4.5 METALLER	37
4.5.1 Speciering av jern og mangan	38
4.5.2 Speciering av bly, kobber og kadmium	39
4.5.3 Potensiale for toksisitet.....	40
4.5.4 Relevans av påviste konsentrasjoner	41
DEL 5: AVSLUTNING.....	42
5.1 KONKLUSJON	42
DEL 6: REFERANSELISTE.....	44
DEL 7: VEDLEGG	44

Del 1: Introduksjon

Oppblomstring av alger og cyanobakterier har økt i omfang de siste tiårene (Griffith & Gobler, 2020). En slik spontan økning av alger kan utgjøre en trussel for andre arter, eksempelvis ved å utkonkurrere andre arter i kampen om næringsstoffer, eller ved å produsere toksiner (Anderson, Glibert, & Burkholder, 2002). Konsekvensene av algeoppblomstringer kan være mange. En økt algemengde kan føre til redusert lystilgang, oksygenmangel og redusert pH i innsjøen (Gilbert, 2020). Samtidig vil en stor algebiomasse føre til økt fotosyntetisk aktivitet, som kan gi høye pH-verdier (Anderson, Glibert, & Burkholder, 2002). Dette kan virke negativt på økosystemets stabilitet (Brooks, et al., 2015), og det kan redusere verdien innsjøen har for rekreasjon og som drikkevannsføremål (Hongve, Løvstad, & Bjørndalen, 1988). Klimaendringer og eutrofiering foreslås som grunner til økende antall algeoppblomstringer i senere år (Griffith & Gobler, 2020).

En konsekvens av endrede klimaforhold er økt nedbørsmengde (Karl & Trenberth, 2003). Ved økte nedbørsmengder vil tilførsel av organisk karbon fra nedbørsfeltet øke (de Wit, et al., 2016). En slik allohton tilførsel av karbon kan bidra til å farge vannet brunt slik at det absorberer mer sollys, og dermed skape en lysbegrensing i den eufotiske sonen (Landsberg, 2002). Dette kan endre fytoplanktonsammensetningen i innsjøen, og gi opphav til en økt produksjon av bakteriebiomasse (Ask, et al., 2009).

1.1 Fysiske og kjemiske faktorer som påvirkes av algeoppblomstringen

Under en omfattende algeoppblomstring, kan en betydelig bestanddel av løst organisk karbon (DOC) stamme fra nedbrytning av algebiomasse (Ask, et al., 2009). En forutsetning for dette er at innsjøen ikke er karbonbegrenset, slik at andre næringsstoffer fra løst organisk materiale (DOM) resirkuleres forttere og skaper en overflod av DOC i innsjøen (Tranvik & von Wachenfeldt, 2009). DOC er en bestanddel av DOM og kan komme fra nedbørsfeltet (allohton tilførsel) eller produseres av innsjøen (autokton tilførsel) (vanLoon & Duffy, 2017). I en temperatursjiktet innsjø vil økende mengde DOM være med på å presse termoklin oppover i vannsøylen, og innsjøen vil få en grunnere eplimnion (Boehrer & Schultze, 2008).

Temperatursjiktningen er dermed en nøkkelfaktor som gir opphav til en rekke kjemiske endringer i innsjøen. Temperatursjiktning av innsjøer inntreffer når temperaturdifferansen mellom bunn og topp av innsjøen er mer enn 2 °C (vanLoon & Duffy, 2017).

1.2.1 pH under sjiktning

I epilimnion vil det foregå fotosyntese på dagtid. Under fotosyntese tas karbondioksid opp av primærprodusenter (Wetzel, 2001). Når karbondioksid er oppløst i vann virker forbindelsen som en svak syre kalt karbonsyre (H_2CO_3) som kan dissosiere til bikarbonat og hydrogenioner (Chang, Coats, & Nolen, 1996). Når konsentrasjonen av karbonsyre synker vil pH i vannet øke som en konsekvens av at det er mindre hydrogenioner i vannet (vanLoon & Duffy, 2017). I tillegg til dette produseres oksygen som et biprodukt av fotosyntese, og den oksiderende effekten vil gi høyere pH (Axelsson, 1988).

I hypolimnion er det lite til ingen tilgang på sollys, og det er derfor nedbrytning som er den dominerende prosessen (Wetzel, 2001). Reduksjonen av oksygen under nedbrytning frigjør hydrogenioner, som bidrar til å senke pH i hypolimnion (Araoye, 2009). Oksygenet vil etterhvert brukes opp, som en konsekvens av at det ikke blir tilført ny oksygen på grunn av manglende sirkulasjon. Etterhvert som oksygenet brukes opp, kan det oppstå anaerobe forhold i denne delen av innsjøen, som kan forsterke reduksjonen av pH (Åberg, Jansson, & Jonsson, 2010).

1.2.2 Redoksforhold under sjiktning

Redoksforholdene bestemmes av forholdet mellom konsentrasjonen av oksiderende - og reduserende midler, og er et mål på elektronoverføringspotensialet i en kjemisk reaksjon (vanLoon & Duffy, 2017). Redokspotensialet vil være stort og positivt i sterkt oksiderende miljøer med lav elektronaktivitet (Wetzel, 2001). I en innsjø vil blant annet oksygen virke som et oksiderende middel, og organisk materiale som et reduserende middel (O'Neil, et al., 2012), og redokspotensialet kan derfor endres som en effekt av fotosyntese og nedbrytning (Wetzel, 2001). Redoksforholdet er en viktig parameter i mange biogeokjemiske prosesser, og er avhengig av en rekke faktorer, deriblant konsentrasjonen av reaktanter og produkt, pH i løsningen og temperatur (Søndergaard, 2009).

I epilimnion er konsentrasjonen av oksidanter (som oppløst oksygen) høy som en følge av blant annet fotosyntetisk aktivitet på dagtid (Søndergaard, 2009). Tilgjengeligheten av oksygen i epilimnion kan også påvirke sirkulasjonen av næringsstoffer i innsjøen (Wilhelm & Adrian, 2007). Dette er fordi oksiderende forhold gjør det mulig med oksidering av organisk materiale, som er en viktig kilde til næringsstoffer (Creed, et al., 2018). Når organisk materiale brytes ned, vil essensielle næringsstoffer som nitrogen og fosfor bli tilgjengelig for opptak av alger og andre organismer (Søndergaard, 2009).

I hypolimnion er vanligvis redokspotensialet lavt som følge av mangel på oksygen og tilstedeværelsen av reduserende forbindelser som hydrogensulfid (H_2S). Sistnevnte er en illeluktende gass som dannes naturlig under anoksisk nedbrytning av organisk materiale (Wetzel, 2001). Endringer i redokspotensialet, spesielt i sediment-vann grensesnittet i innsjøer med høyt oksygenforbruk, spiller en viktig rolle i å påvirke retensjon og frigjøring av en rekke næringsstoffer og metaller (Søndergaard, 2009).

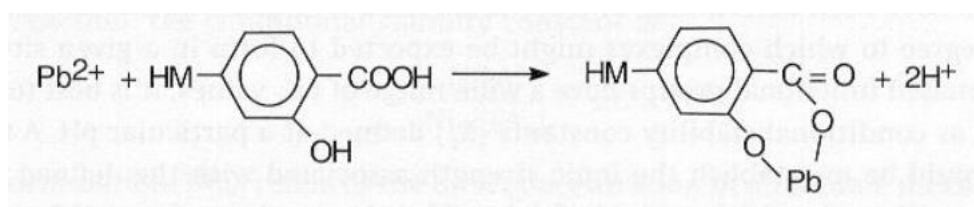
1.2 Metaller i vannfase

Metaller er uorganiske forbindelser som forekommer naturlig i miljøet som et resultat av erosjon og oppløsning av berggrunnen (Gautam, et al., 2015). Økt antropogen aktivitet kan føre til økt mobilisering av stoffene (Nagajyoti, Lee, & Sreekanth, 2010). Metaller kan tilføres vannmiljøet gjennom en rekke naturlige og antropogene kilder, inkludert erosjon, landbruk, industri, gruvedrift og transport (Kang, et al., 2017). Konsentrasjonen av metaller i innsjøer er avhengig av flere faktorer, blant de er luftbåren transport og avsetning, lokale punktkilder og naturlig tilstedeværelse i berggrunn og jord. I tillegg er forholdene i nedbørsfeltet og innsjøen viktige for mobiliteten av metaller i vann (Skjelkvåle, et al., 2001).

Enkelte metaller inngår i en rekke livsviktige biologiske prosesser, og er derfor essensielle for å opprettholde homeostase i ulike organismer (Clemens, 2001). Toksisiteten til disse metallene bestemmes derfor i hovedsak av konsentrasjonen de forekommer i. Andre metaller kan derimot forårsake toksiske effekter ved svært lave konsentrasjoner (Tchounwou, et al., 2012). Metaller kan ikke brytes ned til ufarlige komponenter, men kan lagres eller inngå i forbindelser som er mindre akutt toksiske (Tao, Yuan, Wei, & Xiaona, 2012). Dette fører til at metaller kan gi

opphav til store miljøproblemer dersom de kommer i mobil fase (Gautam, et al., 2015). Metaller som transporteres til akvatiske systemer kan resultere i to utfall av stor bekymring; den første er bioakkumulering i akvatiske organismer (Bervoets & Blust, 2003), og den andre er sedimentering, for så å senere forurense innsjøen ved utlekking fra sedimentene (Tao, Yuan, Wei, & Xiaona, 2012). Sedimentering av metaller er en viktig rensende mekanisme som fjerner forbindelsene fra vannmassene (Rogival, Scheirs, & Blust, 2007). Problemet oppstår dersom det forekommer anoksiske forhold i vannmassene rett over sedimentene, som kan medføre en rekke endringer av innsjøens kjemiske og fysiske tilstand som gjør metallene mobile (Bervoets & Blust, 2003). De spesifikke mekanismene for hvordan metaller blir mer løselige under anoksiske forhold varierer avhengig av de spesifikke metallene og sammensetning av sedimentene (vanLoon & Duffy, 2017). Generelt vil reduksjon av metaller fra oksidert til redusert form øke løseligheten og mobiliteten i sedimentene under anoksiske forhold (Kang, et al., 2017). Metaller kan forekomme i ulike oksidasjonstilstander, som påvirker mobiliteten og reaktiviteten (Wang, Feng, Villalobos, Tan, & Liu, 2012). Oksidasjonstilstanden til en rekke metaller påvirkes i stor grad av pH og redokspotensiale (vanLoon & Duffy, 2017).

En rekke metaller har en affinitet til å binde seg til humussyrer, en bestanddel av DOM. Dette forekommer fordi humussyrer har negativt ladede hydroksylgrupper som kan være ligander i kompleksdannelse med metaller (Van Dijk, 1971). Graden av kompleksdannelse avhenger av egenskapene til metallionet, ionestyrke, tilgjengelighet av funksjonelle grupper og pH i løsningen. Metaller med høyt ionepotensial og høy kovalent indeks vil ha høyere affinitet til å inngå i komplekser med humussyrer (Nagajyoti, Lee, & Sreekanth, 2010). Figur 1 viser en mulig chelatdannelse mellom en salisylgruppe fra et humusmolekyl og bly. Dette er et stabilt kompleks der bly bindes sterkt til humusmolekylet. I løsninger med lav pH vil blant annet H^+ -ionene konkurrere om plassene på ligandene, og metallionene har dermed et redusert antall plasser å binde seg til (Van Dijk, 1971).



Figur 1: En mulig reaksjon mellom bly (Pb) og en bestanddel av et humusmolekyl. Hentet fra (vanLoon & Duffy, 2017).

1.2.1 Bly (Pb)

Bly forekommer naturlig i jordskorpa, og inngår også i en rekke mineraler (Godwin, 2001). Metallet har mange industrielle bruksområder på grunn av dets unike egenskaper som lavt smeltepunkt, høy tetthet og evne til å motstå korrosjon (Gautam, et al., 2015). Løseligheten til metaller styres i hovedsak av pH og redokspotensialet i vann, og spesielt den ioniske formen Pb^{2+} som kan forekomme ved lav pH og lavt redokspotensiale er svært toksisk (Godwin, 2001). Bly er svært giftig selv ved lave konsentrasjoner, og kan forårsake irreversible skader på nervesystemet, nyrer og det reproduktive systemet til en rekke akvatiske livsformer (Prosi, 1989). På grunn av metallens potensiale til å forårsake uønskede helseeffekter er bruk av bly strengt regulert og begrenset i mange land, og det jobbes stadig med å utarbeide gode alternativer som kan erstatte bly i industriell bruk (Skjelkvåle, et al., 2001). Bly har høy affinitet til humussyrer, og store deler av deponert bly vil derfor holdes tilbake i nedbørsfeltet (Borg & Johansson, 1989).

1.2.2 Kadmium (Cd)

Kadmium forekommer i lav konsentrasjon i jordskorpen (0,11 ppm), og inngår naturlig i komplekser med sink og klor (Genchi, et al., 2020). Kadmium brukes blant annet i galvaniseringsindustrier, batterier og elektronikk. Metallet kan tilføres miljøet ved raffinering av metallmalm og legeringer (Friberg, Piscator, & Nordberg, 2018). Kadmiumeksponering forårsaker nedsatt nyrefunksjon hos mennesker (Genchi, Sinicropi, Lauria, Carocci, & Catalano, 2020). I akvatiske organismer har metallet evnen til å akkumulere i vev, hvor metallet kan forårsake redusert vekst og reproduksjonsrate (Wang & Rainbow, 2006). Det er spesielt den ioniske tilstandsformen Cd^{2+} som har potensiale til å bioakkumulere i organismer. Cd^{2+} forekommer fortrinnsvis under anoksiske forhold ved lav pH (Genchi, et al., 2020). Kadmium kan ha toksiske effekter ved svært lave konsentrasjoner, og organiske Cd-komplekser representerer også en potensiell kilde til forurensning dersom de kjemiske forholdene endrer seg i innsjøen (Birceanu, et al., 2008).

1.2.3 Kobber (Cu)

Kobber er et essensielt sporelement for mennesker (Uauy, Olivares, & Gonzalez, 1998), men kan være giftig for en rekke akvatiske livsformer (Flemming & Trevors, 1989). Dette skyldes i hovedsak at kobber kan påvirke gjeller hos fisk, og forårsake oksidativt stress (Yanong, 2019). Kobber kan ha toksiske effekter for alle livsformer dersom metallet forekommer i for høye konsentrasjoner, og det er derfor tydelige retningslinjer for hvor mye kobber som anses som trygge i ulike miljøer (Miljødirektoratet, 2016). Kobber kan katalysere produksjonen av oksygenradikaler i biologiske vev ved høye konsentrasjoner. Normalt dannes ikke slike komplekser fordi kobberet nesten utelukkende er bundet til proteinligander i biologiske vev, noe som forhindrer denne effekten (Linder & Hazegh-Azam, 1996). Metallet transporteres til vann hovedsakelig i organiske komplekser på grunn av sin affinitet til humussyrer (Flemming & Trevors, 1989).

1.2.4 Jern (Fe)

Jern forekommer i store mengder i jordskorpen, og inngår også i en rekke mineraler (Schwertmann & Taylor, 1989). Metallet spiller en viktig rolle i ulike biogeokjemiske prosesser i akvatiske økosystemer, og er nødvendig for å opprettholde homeostase i det indre miljøet hos organismer (Wetzel, 2001). I løst form kan jern forekomme som Fe^{2+} og Fe^{3+} , avhengig av pH, oksygennivå, temperatur, tilstedeværelse av andre metaller og organisk materiale (Florence, Batley, & Benes, 1980). Mobiliteten av metallet avhenger i stor grad av oksidasjonstilstanden. Dersom toverdig jern (Fe^{2+}) kommer i kontakt med oksygen, kan det felles ut til treverdig jern (Fe^{3+}). I kontakt med akvatiske livsformer med gjeller kan dette føre til akutt dødelighet (Rutier & Liungman, 2020). Under oksiderende forhold ved nøytral pH, forekommer ofte jern som jernoksid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) (Wetzel, 2001). Denne tilstandsformen spiller en viktig rolle i den biogeokjemiske syklusen for en rekke næringsstoffer (Duckworth, et al., 2009). Jernoksider har et stort overflateareal og kan adsorbere eller binde seg til molekyler i det omkringliggende miljøet (Florence, Batley, & Benes, 1980). For eksempel kan jernoksid adsorbere fosfor, et essensielt næringsstoff som ofte begrenser vekst i akvatiske miljøer (Baken, Nawara, van Moorlehem, & Smolders, 2014).

1.2.5 Mangan (Mn)

Mangan er et metallisk grunnstoff som forekommer naturlig i en rekke bergarter, jordsmonn og sedimenter forvitret fra stein (Roy, 2006). Mangan er et essensielt sporelement for organismer (Howe, Malcolm, & Dobson, 2004). Metallet reagerer relativt likt som jern i ferskvannssystemer (Wetzel, 2001), og de to metallene omtales derfor ofte sammen (Davison, 1993; Barloková & Ilavský, 2009). Mangan kan, sammen med jern, regulere innsjøens tilgang på en rekke næringsstoffer (Balistrieri, Murray, & Paul, 1992). Den største forskjellen mellom de to metallene er at jern oksideres raskere enn mangan (Davison, 1993), noe som fører til at det ofte er høyere konsentrasjoner av jern enn mangan i vannmassene under oksiderende forhold. Mangan forekommer som løst ion (Mn^{2+} / Mn^{4+}) og som uløselig oksider (hovedsakelig $\text{Mn}(\text{OH})_4$) (Barloková & Ilavský, 2009). Tidligere studier har vist at forhøyede konsentrasjoner av mangan kan ha en neurotoksisk effekt på en rekke organismer (Peters, et al., 2011).

1.3 *Gonyostomum semen*

Gonyostomum semen (Ehrb.) Diesing, heretter kalt *G. semen*, er en encellet nåleflagellat som hyppig observeres i næringsrike innsjøer i det nordlige Europa (Salonen & Rosenberg, 2000; Hagman, et al., 2014). Algen anses som en «problemalge» på grunn av dens potensiale til å dominere økosystemet (Lebret, Fernández, Hagman, Rengefors, & Hansson, 2012). Algen produserer også slim ved fysisk stimuli, som har vist seg å være problematisk for drikkevannsforekomster og rekreasjonsverdien til innsjøer (Hongve, Løvstad, & Bjørndalen, 1988). *G. Semen* har en rekke egenskaper som legger til rette for massive oppblomstringer dersom forholdene er rette (Rengefors, Weyhenmeyer, & Bloch, 2012; Pęczuła, et al., 2018). Oppblomstringene kan være så kraftige at de fører til endringer i sammensetning av næringsnettet i den berørte innsjøen (Johansson, et al., 2013), og kan derfor være viktig for forvatningen.

1.3.1 Utvikling og utbredelse

G. semen ble først observert i en innsjø like utenfor Berlin i 1852 (Ehrenberg, 1853, i Kusber, 2003). Den opprinnelige artsbeskrivelsen av *G. semen* omtaler arten som et planteplankton som

kan danne algeoppblomstringer i små, grunne og humøse innsjøer med oligo- til oligomesotrofe forhold (Cronberg, Lindmark, & Björk, 1988). Andre tidlige observasjoner av algen ble oppdaget i Storbritannia, Massachusetts i USA og Frankrike (Drouet & Cohen, 1935). I Norden ble algen først oppdaget i Finland i 1894 (Lepistö, Antikainen, & Kivinen, 1994). Algen anses som en invasiv art, men på grunn av manglende historisk dokumentasjon er det svært vanskelig å bestemme dens status (Pęczyła, et al., 2018). I flere nyere studier har det blitt benyttet sedimentprøver for å undersøke tilstedeværelsen av hvilende cyster av *G. semen*. Resultatene fra disse studiene foreslår at algen kan ha vært til stede i innsjøer flere år før observasjoner ble registrert (Johansson, et al., 2016; Hagman, Rohrlack, Uhlig, & Hostyeva, 2019).

I Norge ble *G. semen* først beskrevet i 1975 (Bjørndalen, 1982), men senere paleolimnologiske undersøkelser har detektert pigmenter fra *G. Semen* i sedimentkjerner fra 1957 i en norsk innsjø (Hagman, Rohrlack, Uhlig, & Hostyeva, 2019). I senere tid har det blitt utført flere studier for å kartlegge utbredelse og omfang av oppblomstringer forårsaket av *G. semen*. Studier fra ulike lokasjoner i Norge, Sverige og Finland antyder at oppblomstringene forekommer hyppigere og i høyere tetthet nå enn tidligere (Cronberg, Lindmark, & Björk, 1988; Rengefors, Weyhenmeyer, & Bloch, 2012; Hagman et al., 2019). Det har blitt registrert forekomster av *G. semen* på alle kontinenter, som tyder på at algen har evnen til å tilpasse seg ulike miljøforhold (Drouet & Cohen, 1935; Islam & Khondker, 1994; Kemka, et al., 2004; Menzes & Bicude, 2010; Hagman, et al., 2014; Burford, Faggotter, Gibbes, Neilen, & Bartkow, 2021).

1.3.2 Konkurransfordeler som mulige drivere for oppblomstring

G. semen har en rekke egenskaper som kan gi en konkurransefordel i kampen om næringsstoffer. Disse egenskapene kan være med på å forklare de kraftige algeoppblomstringene og dominansen algen forårsaker (Salonen & Rosenberg, 2000; Trigal, et al., 2013). *G. semen* er miksotrof, og kan dermed kombinere fototrofi og heterotrofi (Trigal, et al., 2013). Det er lite undersøkt hvorvidt miksotrofi spiller en rolle for veksten av *G. semen*, men enkelte studier peker på at det kan være en mulig faktor for totaldominansen *G. semen* kan skape i humøse innsjøer (Rengefors, et al., 2008).

G. semen har evnen til å drive vertikal vandring i vannmassene (diel vertical migration), noe som gir den en rekke fordeler i innsjøer med sjiktning. Migreringen er avhengig av en stabil temperatursjiktning, da sirkulerende vann vil vanskeliggjøre bevegelse for algen (Rengefors et

al., 2012). Om morgenen kan algen bevege seg opp til eufotisk sone for å drive fotosyntese (Salonen & Rosenberg, 2000), før den på kvelden migrerer ned til sedimentene for ta opp fosfat og ammonium (Pęczyła, et al., 2018; Rohrlack, 2020). I en nyere studie av Rohrlack konkluderes det med at *G. semen* vandrer i vannmassene basert på en døgnklokke. Studien viste at algen oppholder seg i hypolimnion om natten, og i epilimnion på dagen (Rohrlack, 2020). Migreringen er også foreslått som en anti-beite-mekanisme mot zooplankton (Cronberg, et al., 1988).

G. semen har en cellestørrelse på 50-100 µm, noe som gjør den stor sammenlignet med lignende livsformer. Dette kan gjøre algen motstandsdyktig mot beiting fra en rekke mindre filtrerende zooplanktonalger (Lebret, et al., 2012). Dette har i enkelte studier vist en seleksjon mot mindre, bakteriespisende zooplaktonarter (Johansson, et al., 2013). I slike tilfeller er det påvist at næringsstoffer fra primærprodusenter blir mindre viktig, og at næringsstoffer fra heterotrofe organismer blir hovedkilden for konsumentene (Johansson, et al., 2016). I cellen til *G. semen* finnes det cellestrukturer kalt trichocyster som skiller ut slimtråder ved fysisk stimuli (Cronberg, Lindmark, & Björk, 1988). Ved sterk fysisk stimuli eksploderer trichocystene, og algen etterlates som en slimete masse. Slimtrådene har vist seg å være til bry for badere, og reduserer dermed rekreasjonsverdien til innsjøer (Hongve, Løvstad, & Bjørndalen, 1988).

1.3.3 Faktorer som kan påvirke oppblomstring

Det er en rekke abiotiske faktorer som direkte eller indirekte kan påvirke oppblomstringen av *G. semen*. Algen danner som regel oppblomstringer i perioden mai – september (Rengefors, et al., 2012), og temperatur er derfor en viktig vekstfaktor. Rengefors et al. (2012) viste i et laboratorieforsøk at den optimale temperaturen for oppblomstring av *G. semen* er mellom 9 °C og 12 °C. I andre studier har utbredelsen av *G. semen* blitt undersøkt i tropiske og subtropiske regioner, og det har blitt påvist at algen også kan dominere i varmere klima (Burford, et al., 2021). Flere peker på at algens evne til å tilpasse seg varmere klima kan føre til hyppigere og tettere observasjoner etterhvert som klimaendringene fører til et varmere og våtere klima i tempererte områder (Trigal, et al., 2013; Hagman, Rohrlack, & Riise, 2020).

Temperatur er også, sammen med innsjøens morfologi, avgjørende for hvorvidt innsjøen blir sjiktet. Temperatursjiktning påvirker de kjemiske, fysiske og biologiske prosessene i innsjøen, noe som har vist seg å være en fordel for *G. semen* på grunn av dens evne til å vandre vertikalt

i vannmassene (Findlay, et al., 2005). Under temperatursjiktning vil oksygenet i hypolimnion, den nedre delen av innsjøen, brukes opp. Dette resulterer i anoksiske forhold i hypolimnion (Åberg, Jansson, & Jonsson, 2010). Ved en stabil sjiktning kan de anoksiske forholdene i hypolimnion føre til interngjødsling av fosfor, som kan være en fordel for utviklingen av *G. semen* (Cronberg, et al., 1988; Salonen & Rosenberg, 2000). Interngjødsling er en prosess som kan forekomme hvis konsentrasjonen av oksygen i bunnvannet blir veldig lavt. Da frigjøres tidligere sedimentert fosfor som fosfat (Gächter & Müller, 2003).

En rekke studier har vist en korrelasjon mellom oppblomstringer av *G. semen* og økt DOM (Rengefors, et al., 2012; Trigal, et al., 2013). Opphavet til DOM styres i hovedsak av innsjøens produktivitet, morfologi, nedbørsfeltet og miljøforhold (Toming, et al., 2013). I tillegg har flere studier vist at antropogen aktivitet har ført til en økning av DOM (Seitzinger, et al., 2005; Jong, et al., 2011). En økt konsentrasjon av DOM kan forsterke sjiktningen i innsjøen, da solinnstråling lagres som varme i det øverste vannlaget, mens bunnvannet forblir kjølig (Hagman C., 2020). Dette resulterer i grunnere termoklin, og gir en begrenset eufotisk sone (Wetzel, 2001).

1.4 Problemstilling og hypotese

I dette studiet undersøkes Glennetjern, en liten og grunn innsjø hvor det tidligere har blitt påvist gjentagende oppblomstringer av *G. semen* i perioden mai- august. Innsjøen har tilsynelatende gode forhold for vekst av *G. semen* da innsjøen er omringet av jordbruksarealer med god tilgang på lys og næringsstoffer. Den enorme algeoppblomstringen er tenkt å gi opphav til anoksiske forhold i bunnvannet, som kan føre til mobilisering av metaller som tidligere har blitt sedimentert i innsjøen. Dette innebærer at algeoppblomstringen påvirker de abiotiske forholdene i innsjøen, med fokus på redoksforhold og pH i vannet. Metallene som er undersøkt er mangan, jern, kobber, kadmium og bly. Disse er valgt på grunn av sitt potensiale til å påvirke innsjøen. Jern og mangan er viktige spornæringsstoffer og kan styre tilgangen til andre viktige næringsstoffer. Kobber har også en funksjon som et spornæringsstoff i en rekke organismer, men klassifiseres også som tungmetall. Bly og kadmium er miljøgifter som kan forårsake toksiske effekter ved svært lave konsentrasjoner, noe som gjør de særlig relevante for forvaltningen. Dermed tester dette studiet hypotesen:

Algeoppblomstringer av *G. semen* kan føre til utslipp av metaller fra innsjøsedimenter.

Del 2: Metode

2.1 Områdebeskrivelse

Området som ble undersøkt er Glennetjern, en liten og grunn innsjø i Nordre Follo kommune. *Figur 2* viser Glennetjern fra satellitt med dybdemarkeringer. På sitt dypeste er innsjøen omtrent 2 m dyp. Glennetjern er en del av Hølenvassdraget, og det er to bekker som renner inn til innsjøen; en i vestenden og en i nordenden. Utløpet fra innsjøen befinner seg i sørøst. Herfra renner elven videre frem mot sitt utløp til Oslofjorden ved Son i Vestby kommune.



Figur 2: Satellittbilde av Glennetjern med dybdekart. De lyseste områdene er 0,5 m, litt mørkere er 1 m og den mørkeste blåfargen er 1,5 m (Pettersen, et al., 2020).

Glennetjern ligger 105 moh. I 2019 ble det foretatt en undersøkelse av NIBIO som konkluderer med at innsjøen karakteriseres som en «moderat kalkrik, humøs lavlandsinnsjø» (Greipsland, et al., 2019). Fra samme undersøkelse fremkommer det et fargetall målt til mer enn 100 mg Pt/l, noe som plasserer Glennetjern i kategorien polyhumøs (Økland & Økland, 2006). Nedbørsfeltet er 1,4 km² og består i hovedsak av dyrket mark (ca. 55%) og skog (40%). Området rundt Glennetjern består av et rikt kulturlandskap med regional verdi, og selve innsjøen er preget av liten påvirkning av fysiske inngrep. Nedbørsfeltet til Glennetjern består av store jordbruksarealer, og det er derfor stort potensiale for avrenning av næringsstoffer og organisk materiale. På sommeren vil høye temperaturer gi økt fordampning og mye av nedbøren suges opp av jorda og planter før det når innsjøen (Pettersen R. A., 2023).

I 2017 ble det iverksatt et prosjekt fra Statens Vegvesen for å undersøke Glennetjern og andre nærliggende innsjøer og bekker. Dette er på grunn av en ny veiparsell som skal bygges mellom Revet i Ski kommune og Vinterbro i Ås kommune. Utbyggingen var planlagt til å starte i 2022, men på grunn av uenigheter om økonomiske betingelser er prosjektet utsatt til 2027 (Viken Fylkeskommune, 2022). Formålet med miljøundersøkelsene foretatt i forkant av utbyggingen er å sikre et godt datagrunnlag for å kunne si noe om hvordan anleggstrafikk kan påvirke de

berørte vannforekomstene. I undersøkelsene foretatt av NIBIO legges det til grunn at anleggstrafikk kan påvirke vannkvaliteten gjennom økt tilførsel av jordpartikler og næringsstoffer, avrenning av nitrogen fra sprengstoff, søl av olje og drivstoff i forbindelse med graving, masseforflyttelser m.m (Greipsland, et al., 2019).

2.2 Metoder i felt

Forsøksperioden startet 23. mai og varte til 22. september 2022. Prøvetakingene resulterte i totalt 15 dager med feltarbeid, og totalt 141 ulike vannprøver som ble sendt til videre analyse. Arbeidet ble utført av to masterstudenter i samarbeid med veileder Thomas Rohrlack. Fremgangsmåten var lik for hver dag med feltarbeid.

2.2.1 Vannprøver

Det ble hentet opp vannprøver fra 0,5 m, 1 m og 1,5 m ved hjelp av en vannhenter. Disse vannprøvene ble oppbevart på plastflasker markert med dybde. Plastflaskene var på forhånd skylt med destillert vann 3 ganger. Det ble ikke foretatt vannprøver dypere enn 1,5 m for å unngå å virvle opp sedimenter. Prøvene ble tatt rundt 10:30 hver feltdag.

2.2.2 Multisonde

Det ble benyttet en YSI-multisonde og en selvutviklet (av hovedveileder) vertikal profiler for å samle inn automatisert vertikal profilering av pH, temperatur, klorofyllkonsentrasjon (opp til 500 $\mu\text{g/l}$), O_2 -konsentrasjon og redoksforhold fra 0,5 m til 1,7 m. Denne vises i *figur 3*. Multisonden foretok 48 dybdeprofiler i løpet av et døgn. Ved hver feltdag ble det utført tilsyn på denne sonden som var plassert omtrent i midten av innsjøen gjennom hele forsøksperioden. Tilsynet innebar nedlastning av data, utskiftning av batterier og fysisk undersøkelse av spolen for å sikre at den bevegde seg som den skulle.



Figur 3: multisonden plassert på en flytebrygge i Glennetjern, sommeren 2022.

2.2.3 Lysmåler

Lys ble målt automatisk med HOBO datalogger som ble plassert gjennom hele vannsøylen. Dybdene som ble målt var 25 cm, 80 cm, 126 cm og 163 cm. Dataloggeren målte lys i enhet LUX som ble regnet om til fotonfluksdensitet ved å gange tallene med en omregningsfaktor som brukes for sollys: 0.0185. Lys ble målt hvert 30 min.

2.3 Laboratoriearbeid

Vannprøvene ble fraktet direkte til Jordfagbygningen ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU, Ås) for analyser. Når vannprøvene ankom laboratoriet, ble de kraftig ristet for å sørge for homogenitet i prøven. Omtrent 45 ml ble overført til et plastrør og merket for videre analyse av totalt innhold av fosfor og nitrogen. 45 ml av vannprøven ble overført til et annet markert plastrør og konserverte ved bruk av salpetersyre (HNO_3), tilsvarende 10% av totalvolum. Tilsetning av syre ble gjort for å holde metallene i ionisk form og konservere prøvene til videre analyser senere. 50 ml av vannprøven ble målt opp og filtrert gjennom et 47 mm GF/C membranfilter. Ved enkelte prøvetakinger var det så mye klorofyll A at vi måtte redusere mengde filtrert vannprøve for å unngå tetting av filter. Dette ble markert på flaskene for å sikre riktig utregning etter analyse. De filtrerte prøvene ble overført til markerte plastrør og fryst ned til senere analyser av løst organisk karbon (DOC) og næringsstoffer. GF/C-filter ble lagt i markert plastrør og fryst ned til senere pigmentanalyse.

2.3.1 Pigmentanalyse

Pigmentanalysen ble foretatt for å finne ut når *G. semen* forekom i Glennetjern i løpet av forsøksperioden, samt hvilke andre pigmenter som var tilstede i innsjøen. For å kvantifisere konsentrasjonen av *G. semen* ble Heteroxanthin brukt som en proxy (Hagman m. fl., 2019). Undersøkelser foretatt i Glennetjern tidligere år viste en dominans av *G. Semen* (Greipsland m. fl., 2019; Pettersen m. fl., 2020), og det er derfor sannsynlig at en økende mengde Heteroxanthin stammer fra *G. semen* og ikke andre Heteroxanthinproduserende alger.

Metoden som ble fulgt er lik som metoden gjennomført av Hagman et al. i et forsøk der forfatteren konkluderte med at Heteroxanthin er et passende pigment å bruke som en biomarkør

for *G. semen* (Hagman, Rohrlack, Uhlig, & Hostyeva, 2019). De nedfryste GF/C-filtrene ble tilsatt 3 ml aceton og plastrørene ble sentrifugert for å ekstrahere pigmentene. Prøven ble deretter kjørt gjennom Ultimate 3000 Ultra high performance liquid chromatography (HPLC). Resultatet etter analysen ga oss et kromatogram hvor pigmentene ble identifisert på grunnlag av retensjonstid og adsorpsjonsspektre (350 – 700 nm). Toppene fra kromatogrammet ble deretter identifisert og markert manuelt for å sikre riktig areal til beregning av konsentrasjoner. Analysen ble foretatt av fakultetets teknikere ved jordfaglaboratoriet.

2.3.2 Metallanalyse

For å kvantifisere konsentrasjonen av metaller i innsjøen ble det foretatt en ICP-MS analyse av vannprøvene. Analysen ble utført av ansatte fra laboratoriet ved jordfagsbygningen på NMBU. Deteksjonsgrensen (LOD) er den laveste målte konsentrasjonen som kan måles i analysen, og kvantifiseringsgrensen (LOQ) er grensen for når stoffet kan måles med sikkerhet. Disse finnes i vedlegg X. Resultatene har blitt vurdert etter veileder M-608 (Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota).

2.3.3 Løst organisk karbon

Løst organisk karbon ble analysert fra prøvene som var filtrert. Instrumentet som ble benyttet er *Total dissolved organic carbon analyser*. I instrumentet vil den uorganiske fraksjonen fjernes ved tilsetning av syre som omdanner det uorganiske karbonet til CO₂. Videre ble CO₂ boblet ut ved tilsetning av syntetisk luft. Den gjenværende prøven inneholder kun organisk karbon, som sprøytes inn i en katalysator. Her forbrennes prøven ved 680 °C. Karbonet blir omdannet til CO₂, som måles av en IR-detektor, og gir et resultat målt i DOC mg/l. Analysen ble gjennomført av hovedveileder.

2.4 Klima- og værdata

Nedbør- og lufttemperaturdata er hentet fra tjenesten «seklima», klimadatabasen til Meteorologisk Institutt (Meteorologisk institutt, 2023). Avrenning per døgn ble regnet ut av Ruben Alexander Pettersen fra NIBIO, der vannføringsmålingene er hentet fra NIBIO sin målingsstasjon på Skuterud nedbørsfelt, et tilstøtende nedbørsfelt til Glennetjern.

2.5 Statistiske analyser og bearbeiding av data

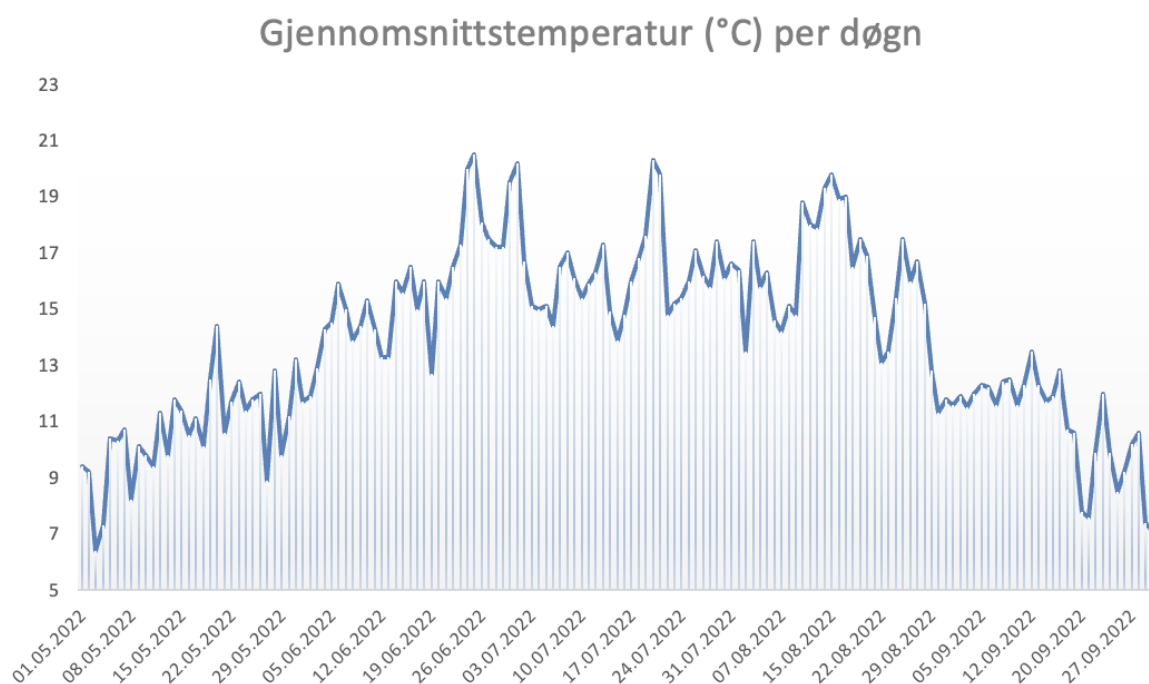
Contourplot for oksygenkonsentrasjon, pH, Klorofyll A, lysintensitet og redokspotensiale ble utarbeidet ved hjelp av R-studio. Øvrige grafer for metaller, pigmenter, løst organisk karbon (DOC) og vanntemperatur ble utarbeidet i R-studio. Resterende grafer for lufttemperatur, avrenning og Heteroxanthin/Klorofyll A ble utarbeidet i Microsoft Excel. Html-filer og Rmd-filer med kjørbare kode oppgis ved forespørsel. Excel-filen med resultatene fra multisonden oppgis ved forespørsel til Thomas Rohrlack.

For å identifisere mulige korrelasjoner mellom ulike parametere ble det kjørt en PCA (Principal component analysis) i R-studio. Formålet med PCA-analysen er å fremstille hvilke variabler som forklarer variasjonen i datasettet, og samtidig vise hvilke variabler som korrelerer. Første komponent (PC1) forklarer den største variasjonen, mens andre komponent (PC2) forklarer den nest største variasjonen. Slik fortsetter det med øvrige komponenter. Før PCA analysen ble det regnet ut gjennomsnittlig konsentrasjon for bestemte dyp for parameterne oksygenkonsentrasjon, pH, redokspotensiale og vanntemperatur. Dette ble gjort fordi resultatene fra multiproben hadde en annen oppløsning enn de øvrige resultatene hentet fra vannprøvene. Det ble også foretatt Spearman-korrelasjonsanalyse for konsentrasjonen av Heteroxanthin og Klorofyll A, samt for de ulike metallene. Dette ble gjort i R-studio.

Del 3: Resultater

3.1 Miljøforhold

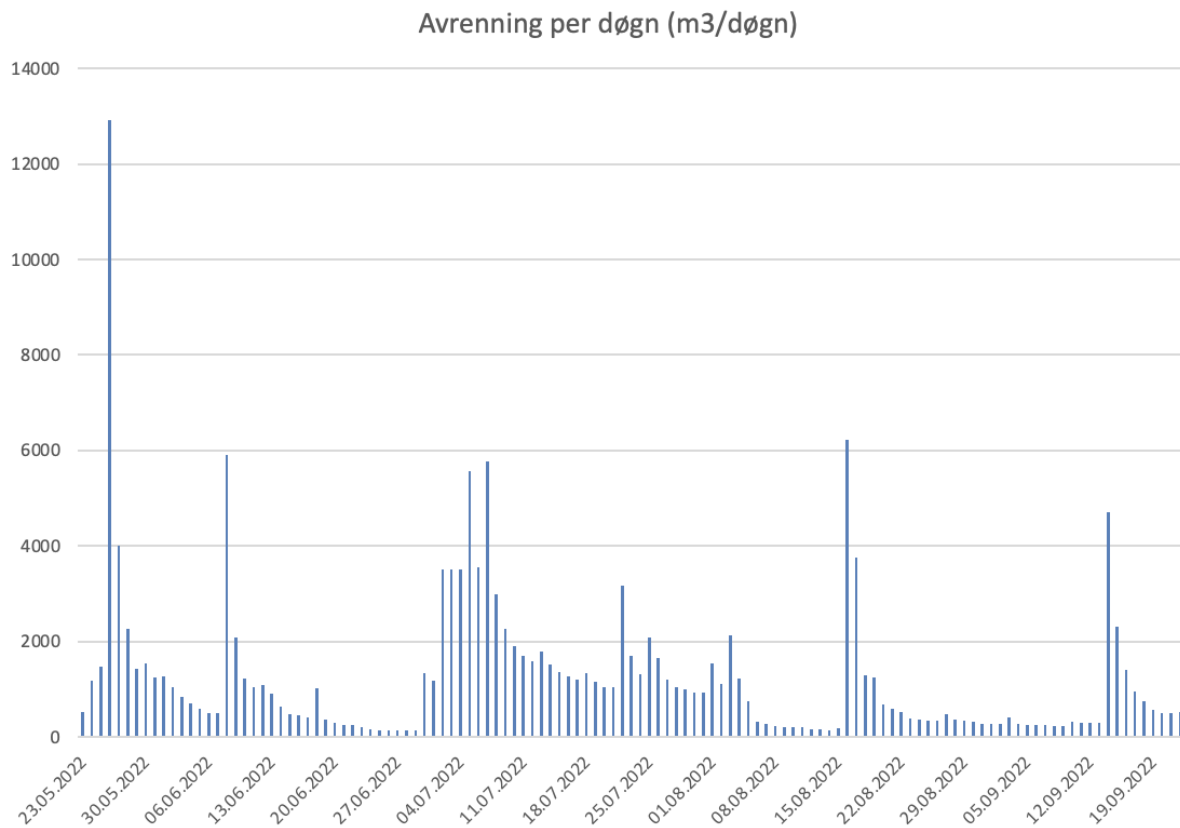
Figur 4 viser en gradvis økning i lufttemperatur fra starten av mai og frem mot slutten av juli, før temperaturene avtok mot starten av høstsesongen. Gjennomsnittstemperaturen i lufta varierte mye fra døgnet til døgnet gjennom sommersesongen. Gjennomsnittlig lufttemperatur var høyest i juli, med et gjennomsnitt på 16,3 °C. Den høyeste målingen ble foretatt 25. juni, da gjennomsnittstemperaturen for dette døgnet målte til 20,5 °C. Lufttemperatur påvirker temperaturen i vannet, og er derfor en viktig medvirkende faktor for blant annet sjiktningen som oppsto i Glennetjern sommeren 2022.



Figur 4: Gjennomsnittstemperatur (°C) i lufta for perioden 1. mai – 30. september 2022. Målinger er hentet fra Meteorologisk Institutt for en nærliggende målingsstasjon (17870 Ås - Rustadfeltet).

Figur 5 viser estimert avrenning til Glennetjern gjennom forsøksperioden. Figuren viser at mengden tilført vann gjennom sesongen varierte, med enkeltvis høye topper. Det var generelt en tørr sommer med lite nedbør, sammenlignet med tidligere år (vedlegg 2). Den totale nedbørsmengden for perioden 1. mai -30. september 2022 målte til 301,9 mm. Ved å sammenligne denne perioden over flere år finner vi at 2022 var året med minst nedbør de siste 6 årene (Meteorologisk institutt, 2023). Den totale nedbørsmengden var høyest i juli, da ble det

målt totalt 86,8 mm nedbør. Det finnes ikke egne målinger for vannføringen i Glennetjern, og data som er brukt er derfor regnet ut ved å generere et nedbørfelt for Glennetjern (1,25 km²) for så å dele det på et nærliggende nedbørsfelt, Skuterud (4,64 km²).

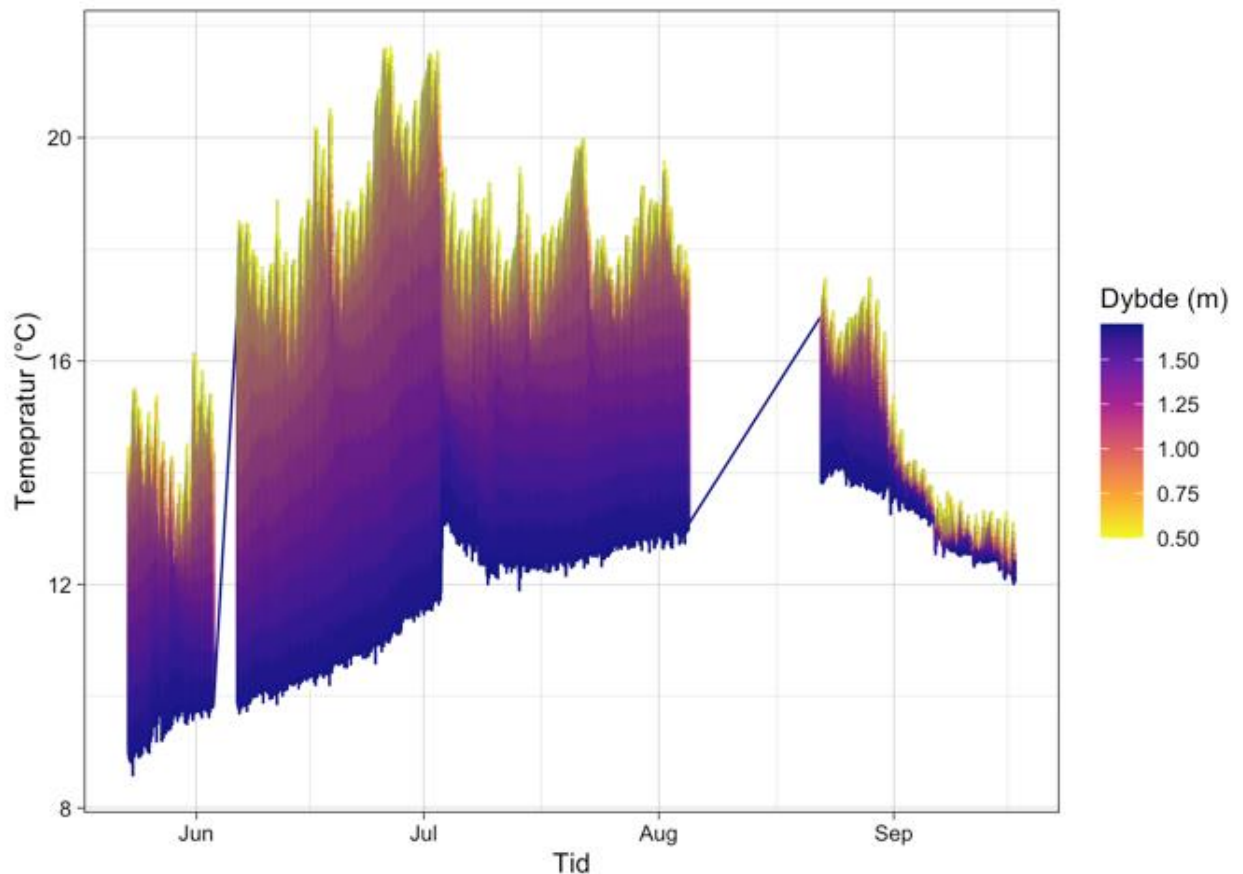


Figur 5: Avrenning (m³) for perioden 23. mai – 22. september 2022. Avrenningen er regnet ut ved å generere et nedbørfelt for Glennetjern (1,25 km²) for så å dele det på nedbørsfeltet til Skuterud (4,64 km²). Målinger benyttet til utregning er hentet fra vannføringsmålinger for Skuterud nedbørsfelt. Målingene er upubliserte data bevilget av R. A. Pettersen (NIBIO).

3.2 Temperatur, oksygen og lysintensitet i innsjøen

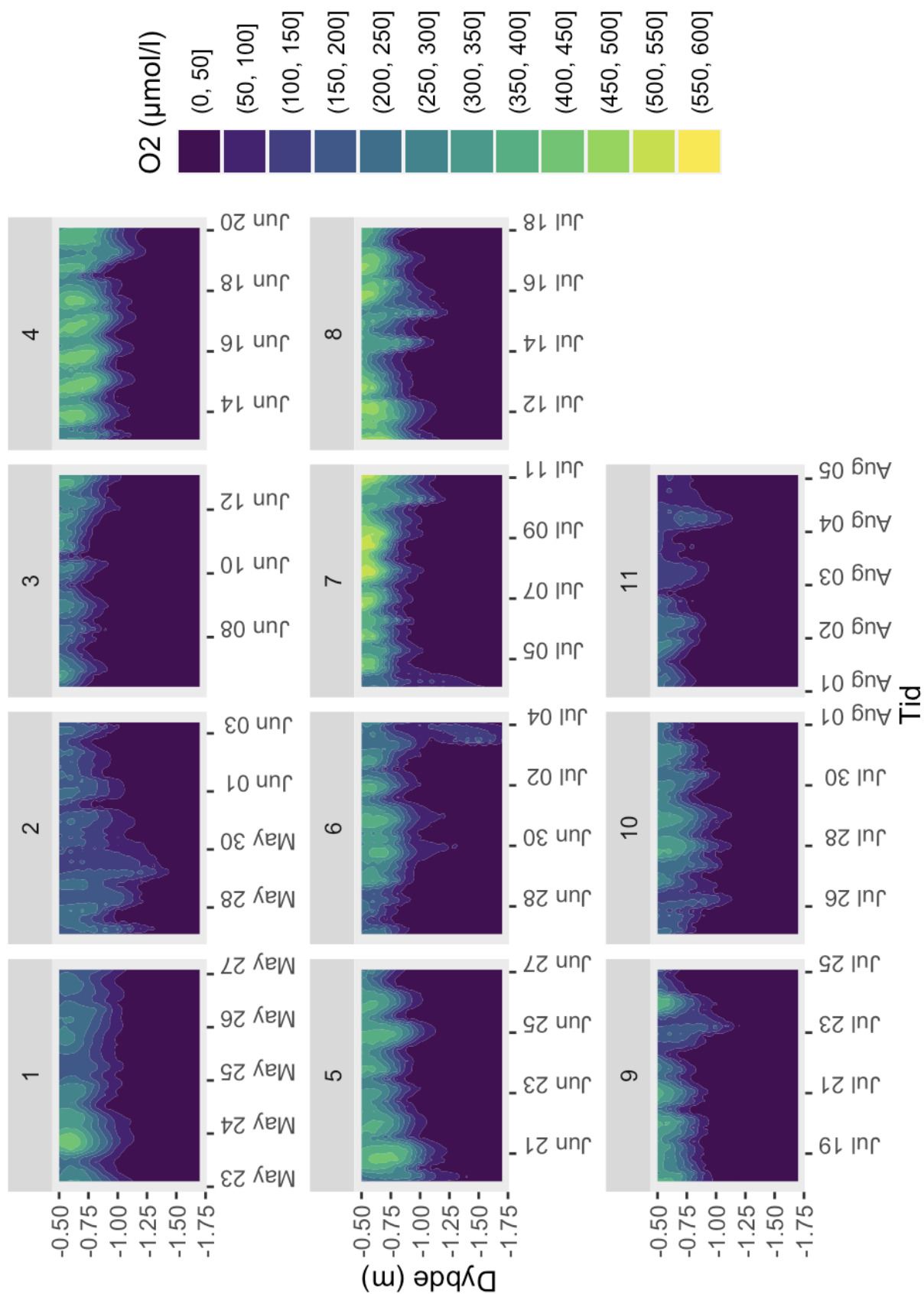
Figur 6 fremstiller variasjonene i vanntemperatur gjennom sesongen, og viser at det tidlig oppsto en temperatursjiktning med stor differanse i temperatur mellom topp og bunn av innsjøen. Denne temperatursjiktningen var vedvarende fra starten av forsøksperioden og frem til starten av september. Resultatene for temperatur i vannmassene viser en gjennomsnittlig gradvis økning gjennom sommersesongen før temperaturene avtok mot starten av høsten. Første måling ble foretatt 23. mai, da var variasjonen mellom vannet i toppen og bunnen av innsjøen 5,5 °C. Temperatursjiktningen varte over en lenger periode. Vanntemperaturen var høyest ved vannoverflaten i slutten av juni (21 °C). I starten av september har nesten hele vannmassen samme temperatur, og dette indikerer at det inntraff fullsirkulasjon i innsjøen. Siste målingsdag var 16. september, da var temperaturdifferansen mellom topp og bunn 0,4 °C.

Fra 3.-6. juni og 4.-22. august var det funksjonsfeil på multisonden som gjør at det mangler data i disse periodene.



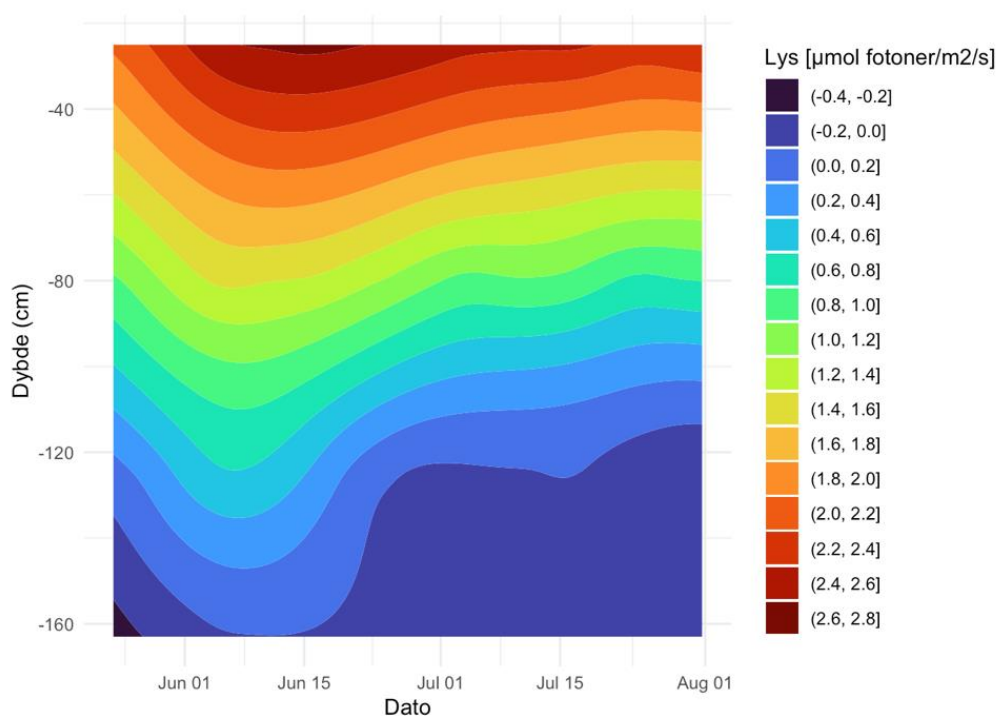
Figur 6: Temperaturmålinger (°C) i Glennetjern for perioden mai til september 2022 fordelt på dybde med målinger hver 10 cm fra 0,5 m til 1,7 m. Data er hentet fra multisonde plassert i innsjøen.

Gjennom hele perioden med sjiktning ble det observert anoksiske forhold ned mot sedimentene. *Figur 7* viser at det tidvis var lite oksygen også i epilimnion, dette spesielt i slutten av mai og juli/august. Bunnvannet luktet hydrogensulfid (H_2S) fra 10. juni og frem til sjiktningen opphørte. 3. juli ble oksygen blandet inn i hele vannsøylen, men dette var kortvarig og forekom ikke flere ganger. Oksygenkonsentrasjonene i toppen av innsjøen var høyest i starten av juli. Den høyeste oksygenkonsentrasjonen ble observert ved 0,5 m, den 8. juli klokken 17:40, og målte til $581,5 \mu\text{mol/l}$.



Figur 7: Oksygenkonsentrasjoner ($\mu\text{mol/l}$) dybdefordelt med måling hver 10 cm fra 0,5 m til 1,7 m i Glennetjern sommeren 2022. Målingene er samlet fra multisonden som var plassert i innsjøen sommeren 2022.

Lysintensiteten økte gjennom sesongen før den avtok mot høsten slik som vist i *figur 8*. I figuren er det blitt hentet ut målinger fra klokken 12:59 hver dag gjennom hele perioden, da dette er det nærmeste målte tidspunktet til da solen står høyest på himmelen i norsk sommertid. *Figur 8* viser at det er svært lite, men fremdeles litt lys som slipper helt ned til sedimentene i starten av forsøksperioden. Dette varte frem til 8. juni. Den høyeste målingen ble tatt 6. juni ved 25 cm dyp, og målte til 1274,5 $\mu\text{mol fotoner/m}^2/\text{s}$.

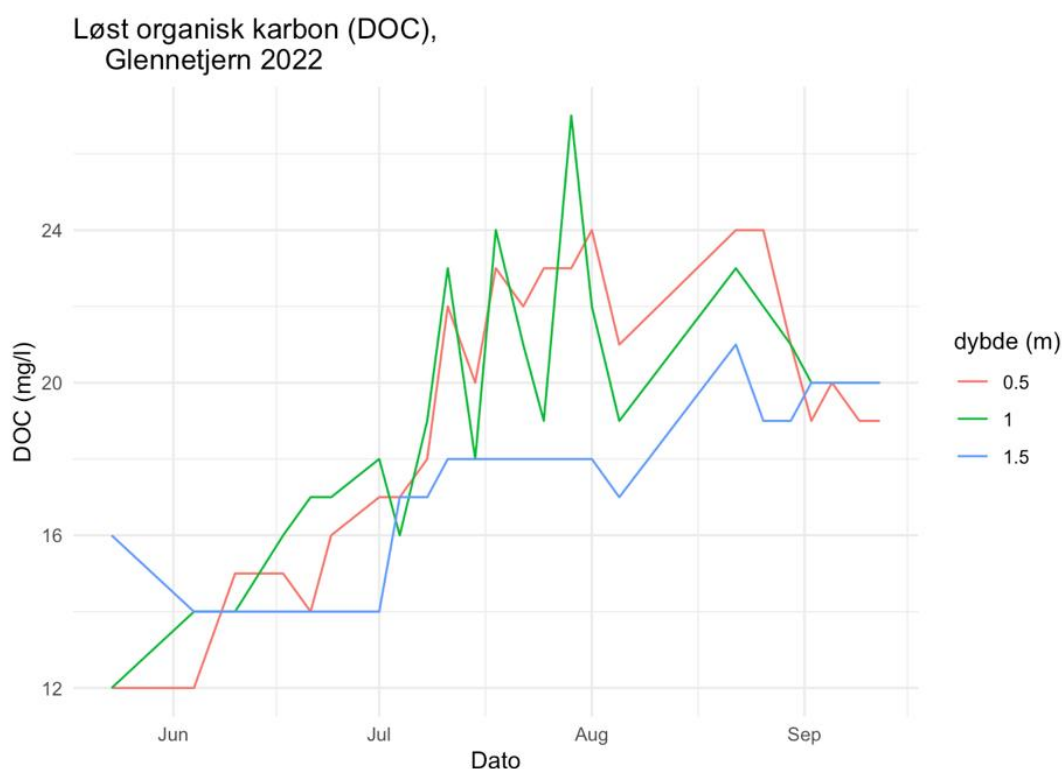


Figur 8: Lysintensitet ($\mu\text{mol fotoner/m}^2/\text{s}$) klokken 12:59 i logaritmisk skala ($\log_{10}$) fordelt på fire ulike dyp (25 cm, 80 cm, 126 cm, 163 cm). Målinger er hentet fra HOB0 dataloggeren som var plassert på innsjøen sommeren 2022.

3.3 Løst organisk karbon

Resultatene for målinger av løst organisk karbon (DOC) viser at konsentrasjonen hadde en økning gjennom sesongen ved alle tre dyp (*figur 9*). DOC er en bestanddel av DOM, som kan påvirke blant annet sjiktningen i innsjøen. Ved første prøvetaking var konsentrasjonen høyest ved 1,5 m. Dette endret seg tidlig i juni da konsentrasjonene økte drastisk ved 0,5 m og 1 m. Etter dette ser vi fra *figur 9* en generell trend gjennom hele perioden at konsentrasjonene nederst i vannmassene (1,5 m) var lavest av de tre måledybene. Mengden DOC ved overflaten (0,5 m dyp) steg betraktelig gjennom perioden før den avtok i slutten av august. Konsentrasjonen av DOC ved 1 m varierte mye i juli. Den laveste konsentrasjonen i juli ble målt til 16,4 mg/l og den høyeste målte til 27,2 mg/l, som også er den høyeste konsentrasjonen

av DOC for hele perioden. Ved 1,5 m holdt konsentrasjonen seg stabil over en lenger periode; 4. juni ble det målt 14,3 mg/l her, og konsentrasjonen varierte kun med $\pm 0,2$ mg/l frem til 1. juli. Etter en stigning holdt konsentrasjonen ved 1,5 m seg stabil i perioden 11. juli – 1. august. Ved starten av denne perioden ble det målt 18,8 mg/l, og frem til 1. august varierte konsentrasjonen ved 1,5 m med $\pm 0,5$ mg/l før det steg ytterligere mot slutten av den totale forsøksperioden.

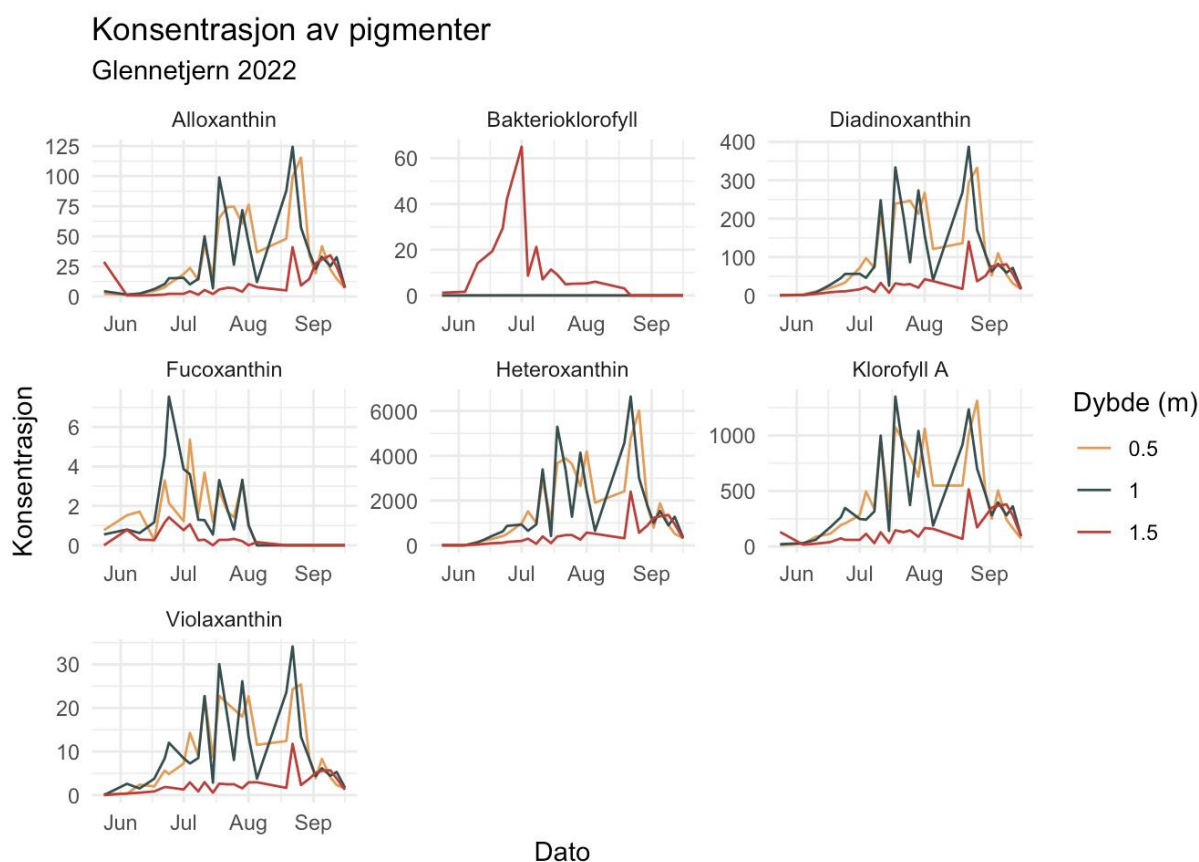


Figur 9: Løst organisk karbon (DOC) (mg/l) i Glennetjern sommeren 2022 fordelt på tre ulike dyp (0.5, 1 og 1.5 m).

3.4 Algesammensetning og algemengde

Resultatene fra HPLC-analysen viser en dominans av pigmenter som produseres av *G. semen* fra 10. juni, spesielt Heteroxanthin. I starten av forsøksperioden ble det registrert en signifikant mengde Fucoxanthin som indikerer at det var andre alger enn *G. Semen* som dominerte i innsjøen. Dette tyder på at det allerede var en algeoppblomstring i Glennetjern ved første prøvetaking 23. mai. Pigmentet Fucoxanthin er vanlig i kiselalger og gullalger (Reuss & Conley, 2005). Ved 1,5 m dybde ble det registret en mengde bakterieklorofyll i starten av forsøksperioden, slike pigmenter forekommer vanligvis i sulfatreduserende bakterier. Konsentrasjonen av disse pigmentene ble redusert kraftig i starten av juli, slik som vist fra figur 10. Den høyeste konsentrasjonen av bakterieklorofyll ble registrert 1. juli ved 1,5 m, og denne

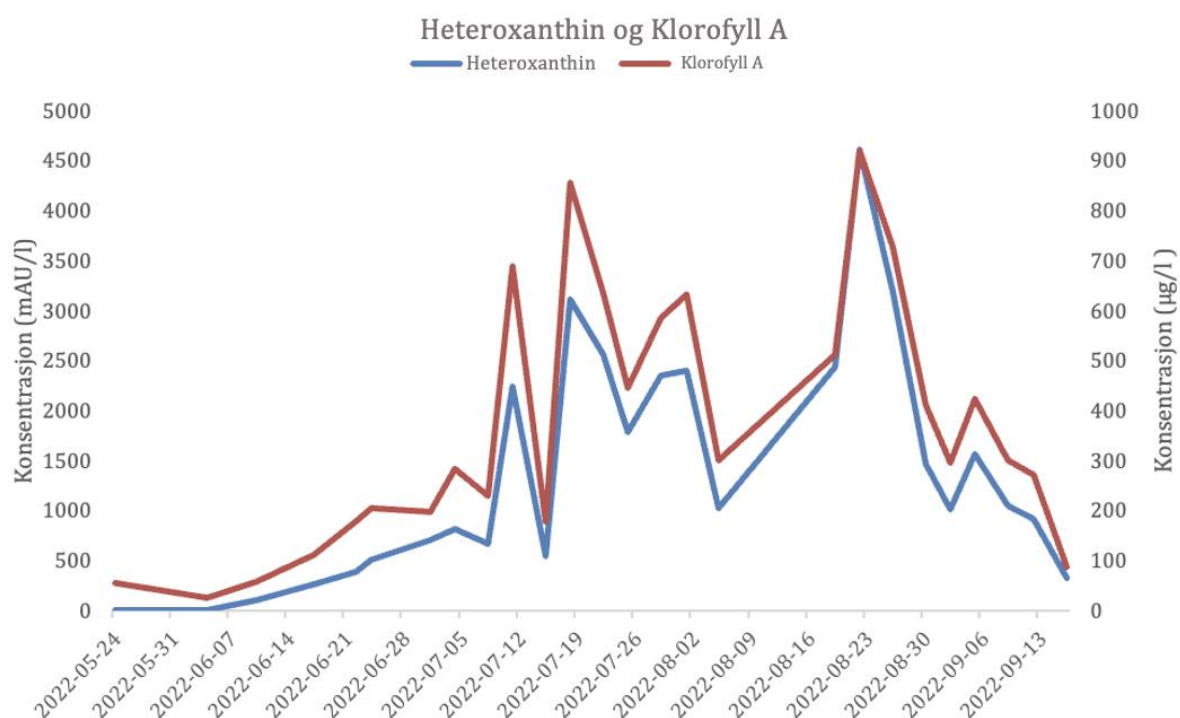
målte til 65,0 µg/l. Den neste målingen av bakterieklorofyll ble fortatt 4. juli målte til 8,7 µg/l. Ved prøvetakingen 4. juli ble det registrert en kraftig økning av Heteroxanthin, Diadinoxanthin og klorofyll A. *G. Semen* inneholder også pigmentene Violaxanthin, Diadinoxanthin og Alloxanthin, men disse pigmentene forekommer i andre planteplanktongrupper og er derfor ikke egnet som en proxy for konsentrasjonen av *G. semen*. Figur 10 viser at mengden DOC også økte betraktelig i denne perioden. Den høyeste målingen av Klorofyll A for hele perioden ble målt ved 1 m dyp 18. juli, og målte til 1349,4 µg/l (figur 10). Heteroxanthin var dominerende i innsjøen frem til starten av september. Etter 2. september ble det registrert en nedgang i konsentrasjoner av samtlige pigmenter, og dette regnes derfor som slutten av oppblomstringen.



Figur 10: Konsentrasjon av pigmenter funnet ved HPLC-analyse. Alle pigmentene måles i µg/l, utenom Heteroxanthin som måles i mAU/l. Y-aksen er fri, og varierer mellom de ulike pigmentene. Data er hentet fra resultatene av HPLC-analysen.

Figur 11 viser gjennomsnittlig konsentrasjonen av Klorofyll A (µg/l) og konsentrasjonen av Heteroxanthin (mAU/l). Ved første prøvetaking 24. mai ble det registrert en konsentrasjon på 55,1 µg/l for Klorofyll A. Resultatene viser at det først ble registrert Heteroxanthin 10. juni. Etter 10. juni er det store likheter i veksthastigheten til Heteroxanthin og Klorofyll A ved at konsentrasjonen til de to pigmentene øker og synker tilsvarende gjennom forsøksperioden.

Dette tyder på at oppblomstringen av *G. semen* startet 10. juni. Resultatet fra Spearman-korrelasjonsanalyse fra tabell 2 viser en R^2 -verdi på 0,98. Analysen viser at det er en signifikant sammenheng mellom konsentrasjonen av de to pigmentene.

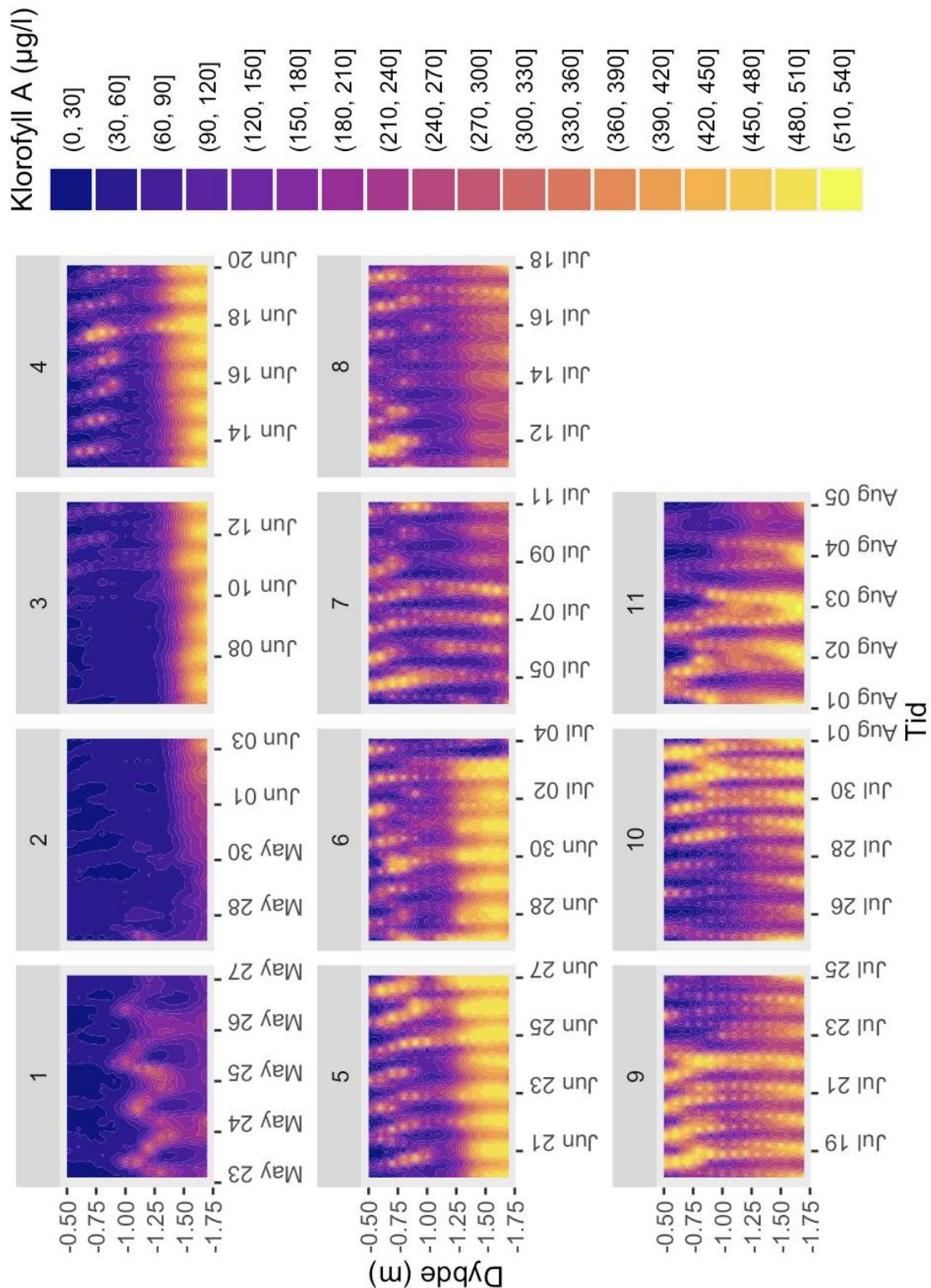


Figur 11: Sammenstilling av gjennomsnittlig konsentrasjon for pigmentene Klorofyll A ($\mu\text{g/l}$) og Heteroxanthin (mAU/l) - en proxy for vekst av *G.semen*. Data er hentet fra resultatene av HPLC-analysen.

3.5 Dybdefordeling av Klorofyll A

Klorofyll A er et pigment som eksisterer i alle alger som driver med fotosyntese, og kan derfor brukes som et estimat for den totale algebiomassen. Figur 12 viser konsentrasjonen av Klorofyll A dybdefordelt gjennom forsøksperioden. I starten av forsøksperioden ble det dannet et mønster der konsentrasjonen av klorofyll A er høyest ved 1 m på dagtid, og rett over sedimentene på kvelden/natten. Fra 30. mai øker konsentrasjonen nederst i vannmassene, og det ble samtidig målt lave konsentrasjoner lenger opp i vannmassene. Fra figur 10 ser vi at dette stemmer overens med den økte konsentrasjonen av bakterieklorofyll ved 1,5 m. Dette mønsteret varte frem til 11. juni, da konsentrasjonen av klorofyll A i epilimnion periodisk økte på dagtid, før konsentrasjonen her sank mot kvelden. I hypolimnion ble det observert en motsatt trend, der konsentrasjonen av klorofyll A synker på dagtid før den øker mot kvelden. Dette mønsteret var etter dette vedvarende gjennom forsøksperioden frem til det inntraff

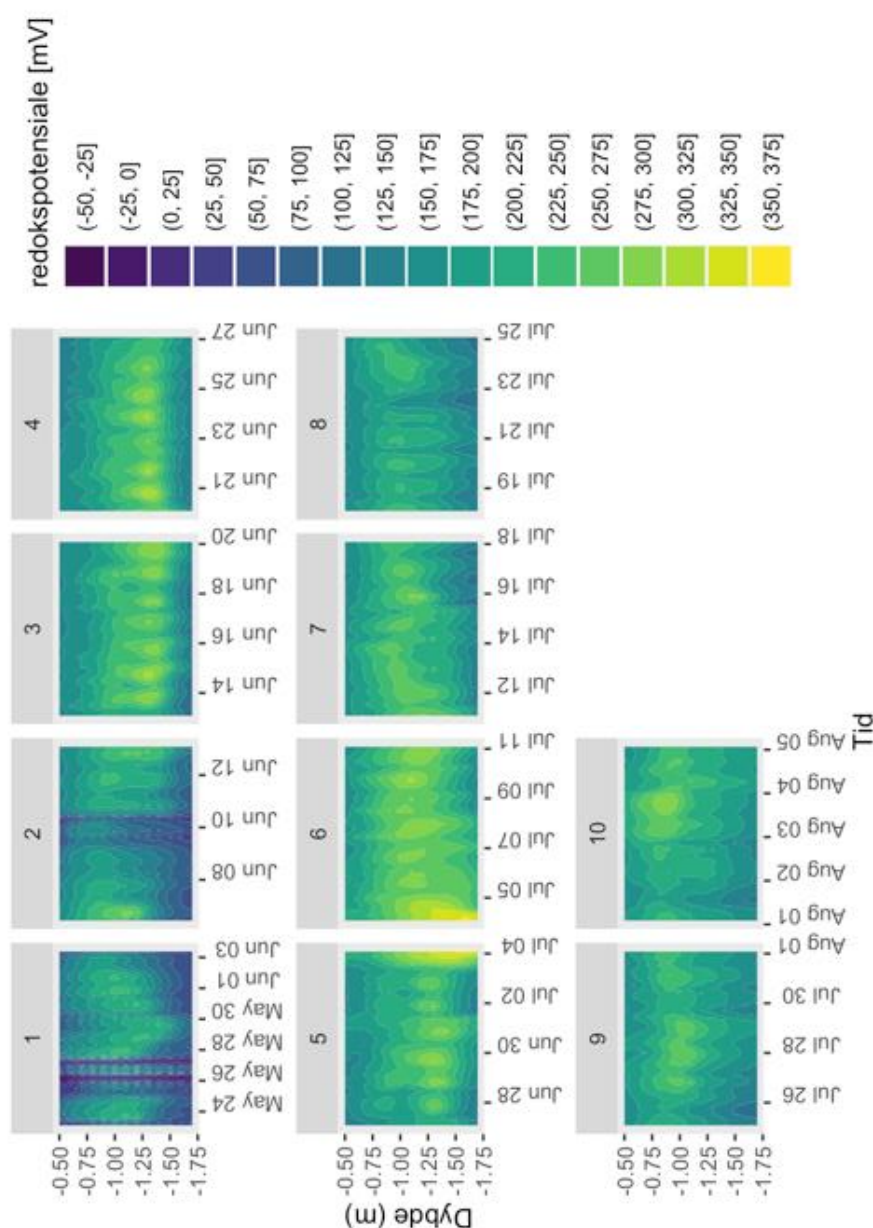
fullsirkulasjon i starten av september. Fra *figur 10* ser vi at dette stemmer overens med en økt mengde Heteroxanthin.



Figur 12: Klorofyll A konsentrasjon målt i $\mu\text{g/l}$ dybdefordelt med målinger for hver 10 cm fra 0,5 m til 1,7 m. Måleperiode fra 23. mai til 5. august. Data er hentet fra multisonde plassert i Glennetjern.

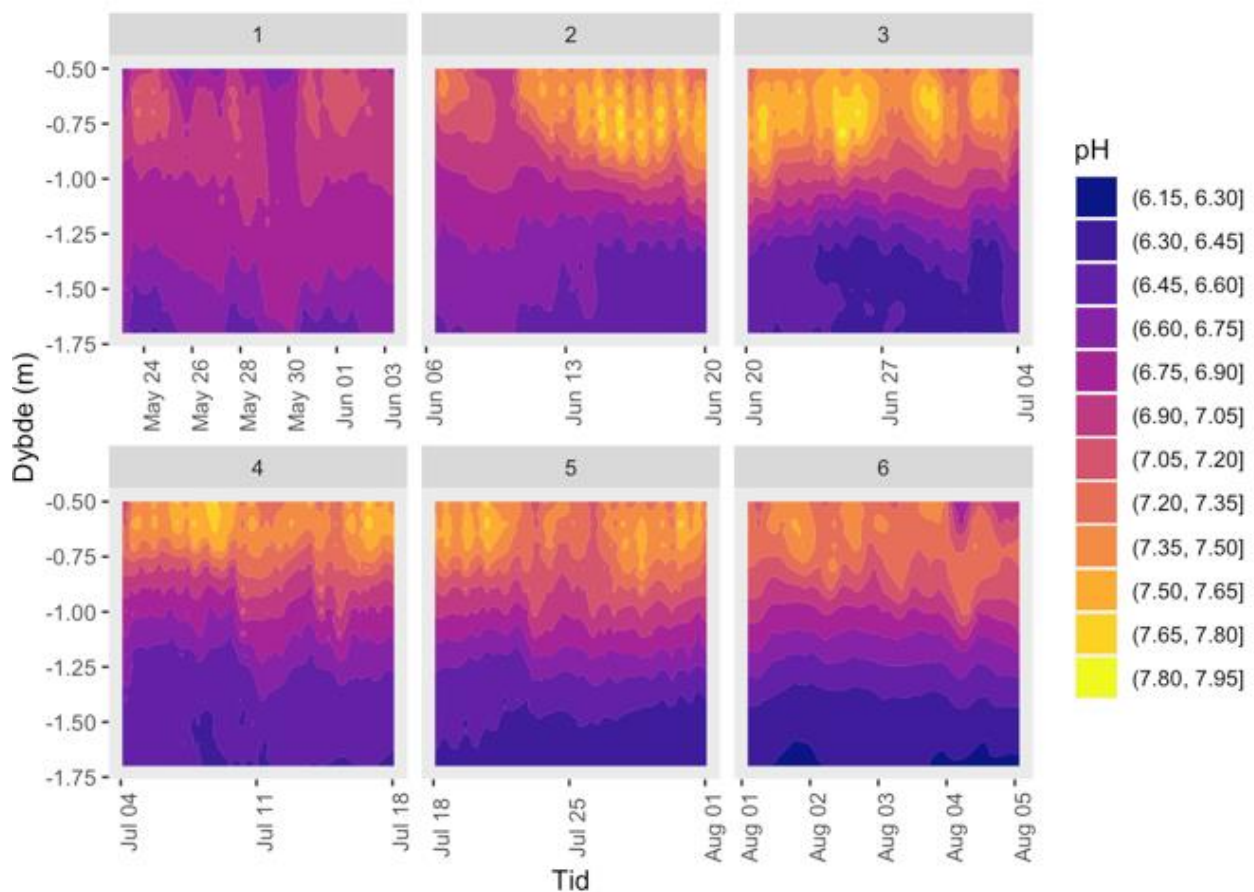
3.6 Redoksforhold og pH

Figur 13 viser at det dannes et mønster der redokspotensiale er lavt om morgenen, og øker frem mot ettermiddagen, før det igjen avtar mot kvelden. Gjennom sesongen forflytter punktet i vannsøylen med høyest redokspotensiale seg gradvis oppover. Denne trenden var vedvarende gjennom forsøksperioden og forklarer mønsteret i figur 10 der de lyseste fargene representerer et høyt redokspotensiale. Figur 13 viser at det i en kort periode 4. juli var svært høyt redokspotensiale helt ned mot sedimentene. På denne datoen inntreffer også det høyest målte redokspotensialet for hele forsøksperioden, som måler til 352,6 mV ved 1,6 m. I august var det høyest redokspotensiale ved omtrent 1 m.



Figur 13: Redoksforhold målt i mV basert på en dybdeprofil med målinger for hver 10 cm fra 0,5 m til 1,7 m i Glennetjern sommeren 2022. Data er hentet fra multisonden plassert i Glennetjern.

Figur 14 tar for seg pH-verdiene for forsøksperioden. En generell trend for perioden er at pH-verdien er høyere i toppen av innsjøen. Figur 14 viser også at det var høyere pH verdier på dagtid enn på natten. I starten av forsøksperioden er det lite forskjell i dybdeprofilen, og pH måles til 6,4-6,9 i perioden frem til 3. juni. Fra 13. juni viser figur 14 en tydeligere forskjell mellom pH i toppen og bunnen av innsjøen. Gjennomsnittlig pH verdi ved 0,5 m og 1,7 m 13. juni er henholdsvis 7,41 og 6,56. Fra figur 10 ser vi at dette er omtrent den tiden der *G. Semen* begynte å dominere i innsjøen. Denne gradienten bevares videre gjennom sesongen, og de høyeste målte pH-verdiene i vannsøylen på et gitt tidspunkt beveger seg oppover mot toppen av innsjøen i juli. I slutten av forsøksperioden faller pH-verdien i bunnvannet ytterligere, og gjennomsnittlig pH-verdi fra målingene ved 1,7 m 4. august er 6,29.



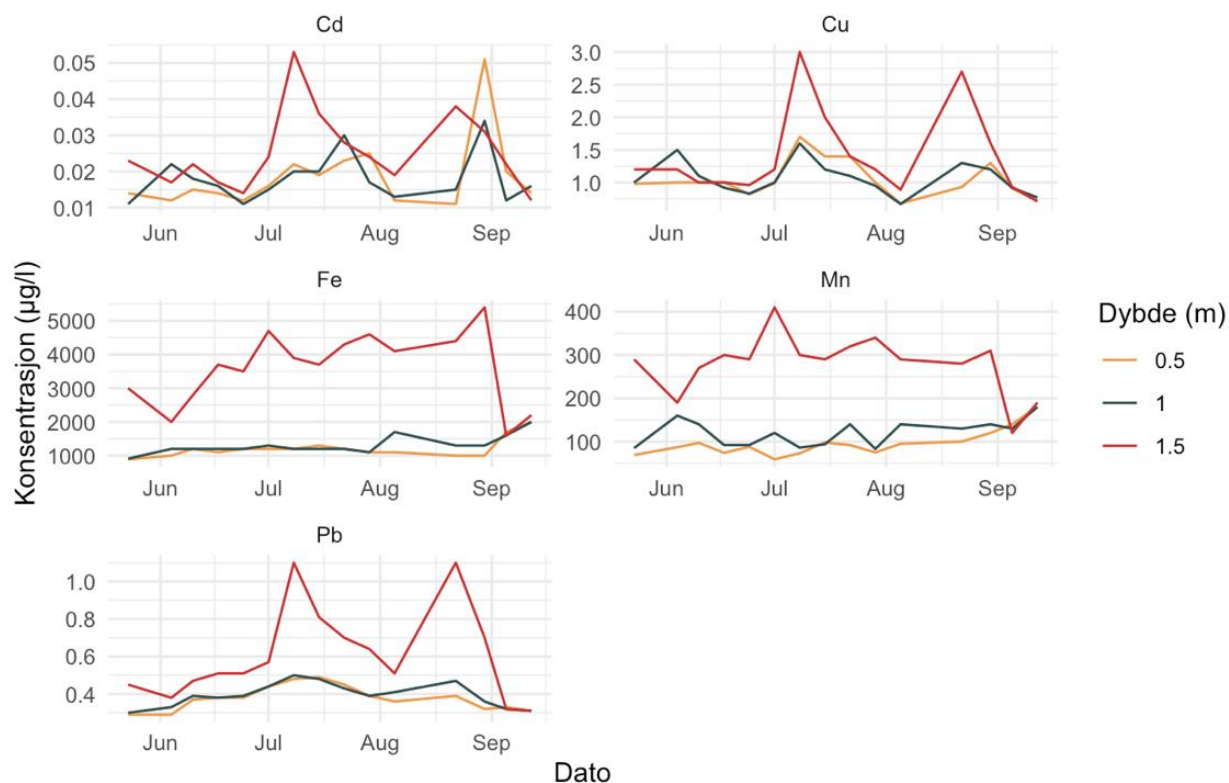
Figur 14: pH dybdefordelt med måling for hver 10 cm fra 0,5 m til 1,7 m i Glennetjern sommeren 2022. Data er hentet fra multisonden plassert i Glennetjern.

3.7 Metaller

Figur 15 viser påfallende at det er to grupperinger av metallene. Det mest påfallende likhetstrekket for disse grupperingene er samsvar i stigning og nedgang gjennom sesongen. Figuren viser at det er store likheter mellom mangan og jern gjennom forsøksperioden. Konsentrasjonen ved 1 m og 0,5 m er betraktelig lavere enn ved 1,5 m for både jern og mangan. Begge metaller viste en nedgang i konsentrasjon ved 1,5 m etter første prøvetaking, før den steg mot starten av juli. Ved prøvetaking 1. juli målte konsentrasjonene av jern og mangan ved denne dybden til henholdsvis 4700 µg/l og 410 µg/l. Denne konsentrasjonen er den høyeste for hele perioden av mangan. Etter dette forekommer en nedgang i konsentrasjonen for begge metaller, etterfulgt av en økning mot slutten av juli. 30. juli, ble konsentrasjonen av jern målt til 5400 µg/l ved 1,5 m. I starten av september synker konsentrasjonen ved 1,5 m drastisk for begge metaller. I slutten av forsøksperioden er det tilnærmet lik konsentrasjon ved alle dyp, og vi ser en svak økning.

For de tre gjenstående metallene; kadmium, kobber og bly, er utviklingen gjennom forsøksperioden svært annerledes enn for jern og mangan. Felles for kadmium, kobber og bly er at utviklingen gjennom sesongen viser en tendens til høyere konsentrasjoner ved 1,5 m, men dette er ikke like gjennomgående som for jern og mangan. De tre metallene har to tydelige topper, med store endringer i konsentrasjonen gjennom forsøksperioden. 8. juli ble det registrert en topp ved 1,5 m, der konsentrasjonene målte til 0,053 µg/l, 3 µg/l og 1,1 µg/l for henholdsvis kadmium, kobber og bly. Dette er den høyest målte konsentrasjonen for de tre metallene gjennom hele forsøksperioden.

Konsentrasjon av metaller Glennetjern 2022



Figur 15: Konsentrasjon (µg/l) av metallene kadmium (Cd), kobber (Cu), jern (Fe), mangan (Mn) og bly (Pb) fordelt på tre dyp (0.5 m, 1 m og 1.5 m), Glennetjern sommeren 2022. De ulike metallene har fri x-akse. Data er hentet fra resultatene fra ICP-MS analysen.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene for metallene gjennom perioden vises i tabell 1. Resultatene viser at det er høyest gjennomsnittlig konsentrasjon av jern og mangan.

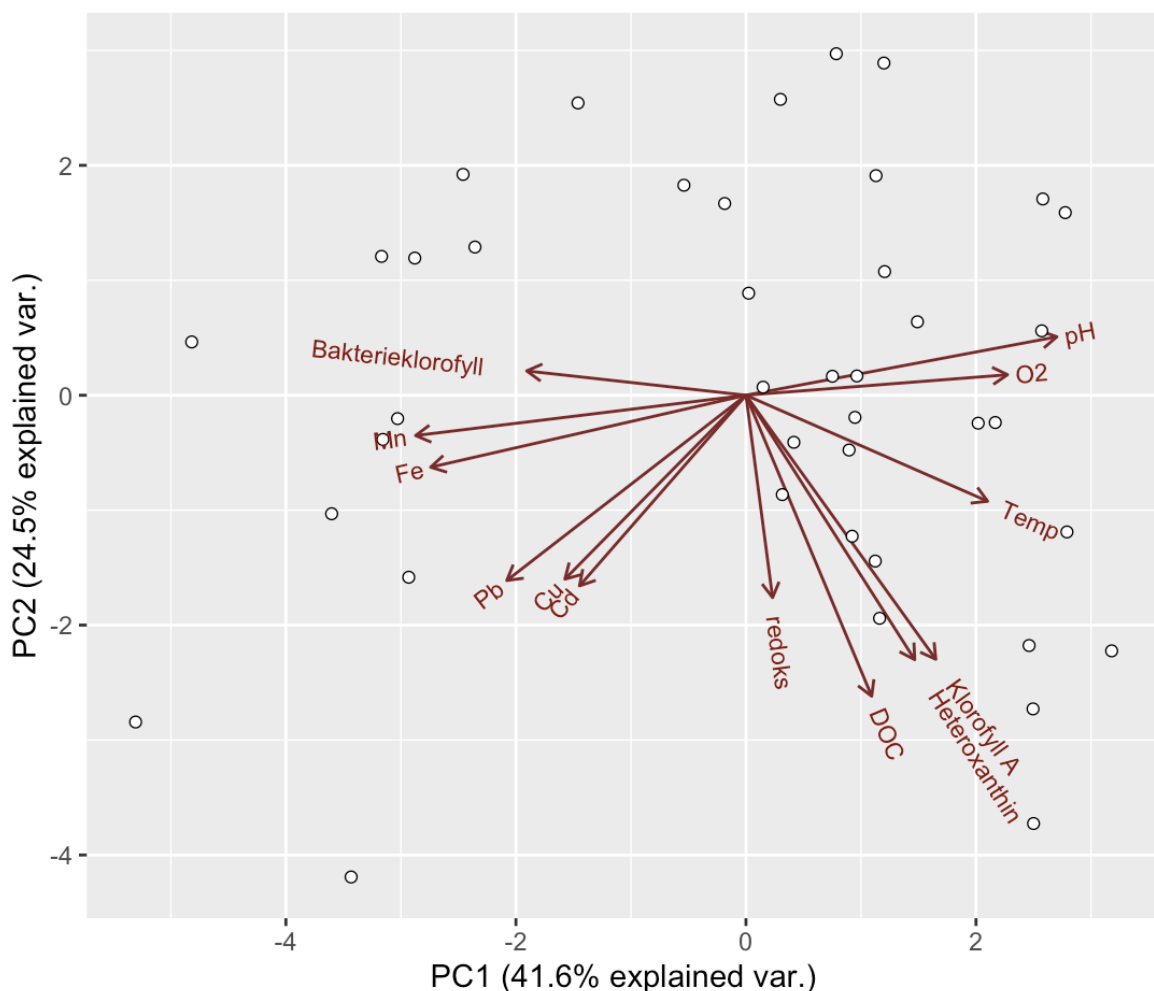
Tabell 1: Gjennomsnittlig konsentrasjon av metallene kadmium (Cd), kobber (Cu), jern (Fe), mangan (Mn) og bly (Pb) i forsøksperioden 23. mai – 22. september.

Metall	Gjennomsnittlig konsentrasjon (µg/l)
Mangan (Mn)	165,53
Jern (Fe)	2037,78
Kobber (Cu)	1,18
Kadmium (Cd)	0,02
Bly (Pb)	0,46

3.8 Sammenheng mellom ulike parametere

Resultatene fra PCA-analysen viser at PC1 og PC2 forklarer 66,1 % av variasjonen mellom de ulike parameterne. Ved å sette opp de ulike parameterne i et PCA-plot finner vi at PCA støtter

at metallene deles inn i to grupper, slik som vist i *figur 15*. PCA-analysen viser en negativ korrelasjon mellom metallene mangan (Mn) og jern (Fe) på venstre side, og oksygenkonsentrasjon og pH på høyre side. En negativ korrelasjon vises med en tilnærmet 180° vinkel mellom de ulike variablene. En positiv korrelasjon i et PCA-plot inntreffer når variablene ligger tett på hverandre, dette er tilfellet for Klorofyll A og Heteroxanthin. DOC er også plassert nærme Klorofyll A og Heteroxanthin. Fra *figur 9* ser vi at konsentrasjonen av DOC stiger betraktelig i samme periode som det inntreffer en økt konsentrasjon av Klorofyll A, som styrker denne påstanden ytterligere. Når en av disse variablene stiger er sjansen stor for at den andre gruppen også stiger. PCA-analysen viser at metallene bly (Pb), kobber (Cu) og Kadmium (Cd) også ligger tett på hverandre i en positiv korrelasjon. Positiv korrelasjon inntreffer også mellom pH og oksygen, og mellom mangan (Mn) og jern (Fe).



Figur 16: PCA over de ulike variablene som ble undersøkt; Bakterieklorofyll, Mn, Fe, Pb, Cu, Cd, redoksforhold, løst organisk karbon, G.semen (Heteroxanthin), Klorofyll A, temperatur, oksygen og pH.

Tabell 2 viser resultatene fra korrelasjonsanalyser mellom ulike parametere. Korrelasjonsanalysen viser at det er en signifikant sammenheng mellom Heteroxanthin og

Klorofyll A, og resultatene støtter påstanden om at metallene kan deles inn i to ulike grupper. P-verdier under 0,05 er satt som signifikante.

Tabell 2: Spearman-korrelasjonsanalyse for ulike parametere.

Parameter 1	Parameter 2	R ² -verdi	p-verdi	Resultat
Heteroxanthin	Klorofyll A	0,98	<< 0,0001	Signifikant sammenheng
Mangan	Jern	0,89	<< 0,0001	Signifikant sammenheng
Mangan	Kadmium	0,43	0.003339697	Signifikant sammenheng
Bly	Kobber	0,56	<< 0,0001	Signifikant sammenheng
Bly	Kadmium	0,54	< 0,0001	Signifikant sammenheng
Bly	Jern	0,59	<< 0,0001	Signifikant sammenheng
Bly	Mangan	0,47	0.001152194	Signifikant sammenheng
Kobber	Kadmium	0,73	<< 0,0001	Signifikant sammenheng
Kobber	Mangan	0,21	0.1670	Ingen signifikant sammenheng
Kobber	Jern	0,20	0.1937651	Ingen signifikant sammenheng
Jern	Kadmium	0,42	0.004223853	Signifikant sammenheng

Del 4: Diskusjon

4.1 Utviklingen av *Gonyostomum Semen* i sommersesongen 2022

Gjennom hele forsøksperioden ble det observert høye konsentrasjoner av Klorofyll A, som tyder på at det var en algeoppblomstring i innsjøen allerede når prøvetakingen begynte 23. mai. Fra *figur 10* kan vi se at det i starten av forsøksperioden var andre pigmenter enn Heteroxanthin, som tyder på at det er andre algearter som har forårsaket oppblomstring før *G. semen* ble påvist i Glennetjern 10. juni (*figur 11*). Oppblomstringen av *G. semen* varte fra 10. juni til 2. september. Heteroxanthin er en proxy for konsentrasjonen av *G. semen* (Hagman, et al., 2019). Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Heteroxanthin (*figur 11*) viser at konsentrasjonen var svært dynamisk, med flere topper. Resultatene fra pigmentanalysen viser at det er lite variasjon over tid i forholdet mellom Heteroxanthin og Klorofyll A. Korrelasjonsanalysen fra *tabell 2* viser også en sterk positiv korrelasjon ($p = << 0,0001$) mellom de to parameterne. Dette gir en sterk indikasjon på at algebiomassen i Glennetjern sommeren 2022 i hovedsak besto av *G. semen* fra 10. juni. Basert på resultatene diskutert ovenfor er det rimelig å anta at endringer som forekommer i innsjøen i løpet av oppblomstringen til *G. semen* har en tilknytning til *G. semen*.

Figur 10 viser at det var store variasjoner i konsentrasjonen av Heteroxanthin over tid for de ulike dypene. En generell trend for perioden er at det var vekselvis høyest konsentrasjon ved 0,5 m og 1 m. Disse resultatene stemmer godt overens med teorien om at *G.semen* driver vertikal vandring i vannmassene (Salonen & Rosenberg, 2000). *Figur 12* viser også et mønster der klorofyllkonsentrasjonen er høyest ved overflaten på dagtid, før algene forflytter seg nedover mot sedimentene på kvelden. Dette stemmer overens med Rohrlack sin teori om at *G. semen* styres av en døgnklokke (Rohrlack, 2020). Denne studien viste at *G. semen* oppholder seg ved overflaten for å drive fotosyntese på dagtid, og beveger seg nedover til sedimentene for å unngå predatorer og dra nytte av næringsstoffer på kvelden.

I starten av forsøksperioden ble det ikke registrert Heteroxanthin i Glennetjern. Det ble derimot målt verdier av bakterieklorofyll, som finnes i sulfatreduserende bakterier (*figur 10*). Disse pigmentene ble kun registrert ved 1,5 m dyp. Sulfatreduserende bakterier er obligat anaerobe organismer som bruker elementært svovel som elektronakseptor for respirasjon (Madigan et

al., 2014). *Figur 7* viser at det ikke var oksygen i nedre del av vannmassene i forsøksperioden. I tillegg ble det observert en lukt av hydrogensulfid, som er produktet som dannes når sulfatreduserende bakterier driver respirasjon (Florentino et al., 2016). *Figur 13* viser at det i starten av forsøksperioden var lavt redokspotensiale ned mot sedimentene. Lavt redokspotensiale forekommer i reduserende og anoksiske miljøer, der sulfatreduserende bakterier opptrer (Søndergaard, 2009). Dette tyder på at de registrerte mengdene bakterieklorofyll kan stamme fra sulfatreduserende bakterier. *Figur 10* viser en drastisk reduksjon av bakterieklorofyll i starten av juli, samtidig som konsentrasjonen av Heteroxanthin øker.

Resultatene fra feltforsøket i 2022 har flere likhetstrekk med feltforsøk som har blitt utført i Glennetjern tidligere. I et overvåkningsprosjekt fra Statens Vegvesen som foregikk fra 2017-2020 ble det påvist en økende konsentrasjon av *G. semen* først i juni (Greipsland, et al., 2019; Pettersen, et al., 2020). I disse rapportene konkluderes det også med at dersom alger som *G. semen* er til stede i innsjøer, kan totalbiomassen bli mye høyere enn normalt (Pettersen, et al., 2020), slik som tilfellet også var i 2022. Dette kan videre ha innvirkning på innsjøens kjemiske, biologiske og fysiske tilstand. I prøvene fra 2018 var *G. semen* dominerende, men algen ble kun observert i høstprøver fra 2017 (Greipsland, et al., 2019).

Klorofyllkonsentrasjonene under oppblomstringen av *G. semen* var høye, noe som indikerer at de fysiske og kjemiske forholdene i Glennetjern la til rette for algevekst. Det er trolig dette som gjorde *G. semen* så suksessfull i Glennetjern i 2022, sammen med andre konkurransefordeler. Økningen av DOC gjennom forsøksperioden (*figur 9*) gir også en indikasjon på at primærproduksjonen har vært større enn nedbrytningen, som er av betydning for dannelsen av en stabil sjiktning i innsjøen.

4.2 Løst organisk karbon (DOC)

Konsentrasjonen av DOC økte gjennom forsøksperioden ved alle de tre målte dypene. En økning i DOC vil påvirke de kjemiske, fysiske og biologiske prosessene i innsjøen (Hagman, 2020). Fra PCA-analysen (*figur 16*) kan vi se at DOC ligger relativt nærme Heteroxanthin og Klorofyll A. Dette kan indikere at en betydelig andel av DOC stammer fra nedbrytning av *G.*

semen. DOC er en proxy for løst organisk materiale (DOM), og utgjør omtrent 50% av DOM (Saadi, et al., 2006).

En økning av DOM vil resultere i en mer farget innsjø, noe som begrenser den eufotiske sonen (Chróst, et al., 1989). Figur 8 viser at lysintensiteten nedover i vannsøylen avtok i takt med økende konsentrasjoner av DOC (figur 9). Dette indikerer at DOM har spilt en betydelig rolle i dannelsen av stabil sjiktning i Glennetjern sommeren 2022. I innsjøer med høy konsentrasjon av DOM vil mesteparten av lyset bli absorbert av humus, en bestanddel av DOM, i de øverste vannlagene. Dette skjer fordi humuspartiklene absorberer UV-stråler og stråling med kort bølgelengde (Tranvik & von Wachenfeldt, 2009). Humuspartiklene i epilimnion vil varmes opp av denne strålingen, som gjør temperaturgradienten i innsjøen skarpere da hypolimnion forblir upåvirket. Resultatet av dette er en grunnere termoklin og epilimniondybde (Gorham & Boyce, 1989). Dette har tidligere vist seg å være en fordel for vekst av *G. semen* (Pęczuła et al., 2018). Dette skyldes algens evne til å migrere i vannmassene, og flere studier peker på at dette kan være en hovedårsak til at vi finner oppblomstringer av *G. semen* i svært humøse innsjøer (Hongve et al., 1988; Lepistö et al., 1994).

På grunn av Glennetjern sitt nedbørsfelt som består av hovedsakelig jordbruk- og skogarealer er det sannsynlig at DOM stammer delvis fra avrenning fra nedbørsfeltet (Hagman, 2020). Slik alloktion tilførsel av DOM vil ha stor betydning for en relativt liten og grunn innsjø som Glennetjern (Anderson, Glibert, & Burkholder, 2002). Fra resultatene ser vi imidlertid ingen sammenheng mellom dager med nedbør og økningen av DOC. Dette indikerer at det ikke er alloktion tilførsel av DOM som alene kan forklare økningen gjennom sesongen.

Noe av DOM produseres av innsjøen selv (autoktont opphav) gjennom nedbrytning av organisk materiale fra døde alger og dyreceller (Bertilsson & Jones Jr., 2003). Dette er en viktig kilde til resirkulering av næringsstoffer (Hecky & Kilham, 1988). Siden karbon ikke er begrensende for vekst i innsjøen, vil nedbrytningsprodukter fra døde alge- og planteceller bestå av karbonforbindelser som bidrar til økt DOM. I de fleste innsjøer utgjør den autoktone andel av DOM kun en liten bestanddel av den totale mengden DOM (Wetzel, 2001), men under ekstreme algeoppblomstringer kan nedbrytningsproduktet fra død algebiomasse forårsake en betydelig økning av total DOM (Zhou, et al., 2018). Resultatene fra sommersesongen 2022 viser en økning av DOC når *G. semen* dominerer i innsjøen. PCA-analysen viser også en korrelasjon mellom Heteroxanthin og DOC. Dette indikerer at en betydelig andel av DOM

stammer fra nedbrytning av *G. semen* og dermed er av autoktont opphav. Som diskutert tidligere, vil økte mengder DOM bidra til den stabile sjiktningen i innsjøen. Siden det er stor sannsynlighet for at en stor bestanddel av DOM stammer fra oppblomstringen av *G. semen*, kan vi dermed antyde at *G. semen* bidrar til å skape en stabil sjiktning i innsjøen ved å utgjøre en vesentlig bestanddel av DOM.

Resultatene for DOC viser at det er sannsynlig at akkumulering av DOC ved 1,5 m skyldes oppblomstringen av *G. semen*. Når oksygen brukes opp under nedbrytning av alger og annet organisk materiale, oppstår det anoksiske forhold i hypolimnion (Molongoski & Klug, 1980). I tillegg til dette vil respirasjon fra algene forbruke oksygen, som bidrar til de anoksiske forholdene i hypolimnion (vanLoon & Duffy, 2017). Anaerob nedbrytning er en langsommere prosess enn aerob nedbrytning (Wetzel, 2001), og i tilfeller der primærproduksjonen dominerer fremfor nedbrytning, kan det oppstå akkumulering av DOM i hypolimnion .

4.4 Innvirkning av sjiktningsforhold

Resultatene for vanntemperatur viser en generell stigning gjennom sommersesongen, og det inntreffer tidlig en sjiktning i innsjøen. Dette er svært uvanlig for en så grunn innsjø, hvor man vanligvis vil forvente fullsirkulasjon hele sommeren. For at det skal inntreffe en stabil sjiktning i innsjøen må temperaturdifferansen mellom bunn og topp være rundt 2 °C (Wetzel, 2001). Ved første måling 23. mai var temperaturdifferansen i Glennetjern 5,5 °C. Sjiktningen som oppsto i innsjøen skyldes trolig høye lufttemperaturer og høye DOM-verdier fra nedbrytning av død algebiomasse (Hagman, 2020). Glennetjern er også godt beskyttet for vind, noe som kan være en medvirkende faktor. Flere studier har konkludert med at økt temperatur kan være en driver i oppblomstringer av *G. semen* (Rengefors, Weyhenmeyer, & Bloch, 2012; Trigo, et al., 2013).

Tidligere rapporter fra Glennetjern viser at det i forhenværende år ikke har vært stabil sjiktning i vannmassene (Pettersen, et al., 2020). I årene der det ikke ble observert stabil sjiktning, ble det fremdeles påvist en dominans av *G. semen*. Dette betyr at sjiktningsforholdet i Glennetjern sannsynligvis ikke er hovedårsaken til algens suksess i innsjøen. Når temperatursjiktningen opphørte i månedsskiftet august/september ser vi at konsentrasjonen av *G. semen* synker betraktelig (figur 10). Dette kan skyldes at *G. semen* ved sirkulasjon ikke har fordelen av å kunne

bedrive døgnvandringen som tidligere har gitt algen en konkurransefordel (Rohrlick, 2020). Ved fullsirkulasjon vil *G. semen* også være mer utsatt for predatorer som algen tidligere har unngått på grunn av sin evne til å vandre vertikalt i vannmassene (Pęczyła, et al., 2018).

En viktig effekt av sjiktningen er at det oppsto anoksiske forhold i hypolimnion. Dette skyldes mest sannsynlig respirasjon og nedbrytning av den store biomassen av *G. semen* som ble produsert under oppblomstringen. Etterhvert som algene fra oppblomstringen dør, må de brytes ned. Denne nedbrytningen forbruker oksygen. Uten sirkulasjon fører dette til en reduksjon av redokspotensialet (Wetzel, 2001). En reduksjon av redokspotensialet vil videre påvirke og senke pH i vannet dersom nedbrytningen vedvarer (O'Neil, et al., 2012). Reduksjonen av oppløst oksygen under nedbrytningen frigjør hydrogenioner, som bidrar til å senke pH i vannet ytterligere (Araoye, 2009). Reduksjonen i pH kan videre forsterkes av anaerob nedbrytning som oppstår når oksygenet i hypolimnion brukes opp (Wetzel, 2001). Resultatet av disse prosessene vises i *figur 14* der vi ser at det i hypolimnion er lave pH-verdier under oppblomstringen. Etterhvert som hypolimnion presses oppover i vannsøylen som en effekt av økt DOC og mindre lysinstråling, forflyttes også området med lav pH oppover (*figur 14*). I epilimnion foregår det fotosyntese, som vil ha motsatt effekt på pH. Under fotosyntese produseres oksygen, og den oksiderende effekten av dette vil gi høyere pH (Anderson, Glibert, & Burkholder, 2002).

Redokspotensialet påvirkes av hastigheten til fotosyntese og nedbrytning. Fra *figur 13* ser vi at redokspotensialet øker på dagtid, som kan forklares av at algene driver fotosyntese (Anderson, Glibert, & Burkholder, 2002). Dette øker oksygennivået i epilimnion og vil føre til økt redokspotensiale. Når *G. semen* beveger seg ned mot sedimentene på kvelden for å utnytte næringsstoffer er det hovedsakelig respirasjon som foregår, og dette vil ha motsatt effekt på redoksforholdet. Fra *figur 13* ser vi at redokspotensialet er lavere under de reduserende forholdene i hypolimnion, der nedbrytningen foregår. Redokspotensialet er også mer følsomt for endring enn pH (Chuang, Shu, & Liu, 1996). *Figur 12* viser at det dannes et tydelig døgnmønster som kan være en effekt av algens mikrotrofe egenskaper og døgnvandringer.

4.5 Metaller

Gjennomgående for alle metallene som ble undersøkt er at konsentrasjonen under oppblomstringen av *G. semen* i hovedsak var høyest ved 1,5 m (*figur 15*). Dette tyder på at det er de anoksiske forholdene i hypolimnion medførte en rekke endringer av innsjøens kjemiske og fysiske tilstand som har gjort metallene mobile. Vi har allerede etablert at oppblomstringen av *G. semen* har ført til den stabile sjiktningen og de anoksiske forholdene i hypolimnion, og det er derfor rimelig å anta at oppblomstringen har bidratt til forholdene som har ført til utlekking av metaller fra sedimentene. Metaller som tidligere har blitt sedimentert kan ved ekstreme anoksiske forhold lekke ut fra sedimentene og bli en kilde til forurensning i innsjøen (Tao, et al., 2012). Dette skjer i hovedsak fordi det abiotiske forholdene i innsjøen kan endre oksidasjonstilstanden til metallene som er bundet til oksider og humussyrer i sedimentene (Chuang, Shu, & Liu, 1996). Metaller kan forekomme i ulike oksidasjonstilstander, som påvirker mobiliteten og reaktiviteten (Kang, et al., 2017). Oksidasjonstilstanden til en rekke metaller påvirkes i stor grad av pH og redokspotensiale (Wetzel, 2001).

Det finnes en rekke ulike prosesser som kan påvirke konsentrasjonen og mobiliteten av metaller i innsjøer. Blant de to vanligste er avrenning fra nedbørsfeltet og atmosfærisk avsetning (vanLoon & Duffy, 2017). I slike tilfeller vil vi forventet en høyere konsentrasjon i epilimnion, noe som ikke er tilfellet for resultatene fra sommeren 2022. På grunn av de oksiderende forholdene i epilimnion vil eventuelle metaller fra avrenning fort bli oksidert og inngå i stabile komplekser med blant annet humussyrer, som gjør de mindre biotilgjengelig (O'Neil, et al., 2012).

Resultatene fra Glennetjern viser at hypolimnion hadde en lettere sur pH og lavt redokspotensiale når *G. semen* dominerte i innsjøen. Redokspotensialet er et mål på tendensen en løsning har for å motta eller gi elektroner, og er derfor en særs viktig parameter som påvirker mobiliteten og tilgjengeligheten av metaller i miljøet (Kjærgård, 1977). På grunn av dette kan redokspotensialet, sammen med pH, gi en indikator på løseligheten og reaktiviteten av metaller, og deres evne til å lekke inn i vannmassene (Chuang, Shu, & Liu, 1996). Løseligheten og specieringen av en rekke metaller er pH-avhengig. Generelt gir sure forhold (lav pH) økt løselighet for metaller, noe som gjør de mer tilgjengelige for akvatiske organismer (Tao, Yuan, Wei, & Xiaona, 2012).

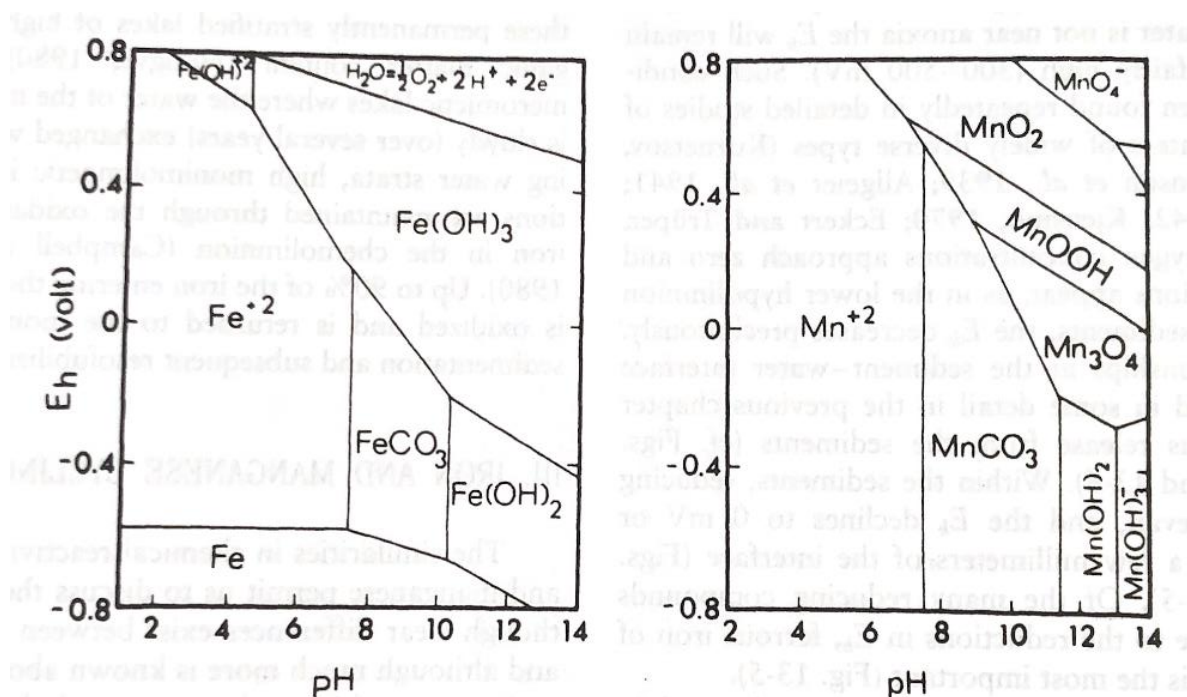
4.5.1 Speciering av jern og mangan

Av de undersøkte metallene er det jern og mangan som forekom i høyest konsentrasjon i Glennetjern sommeren 2022 (tabell 1). Det er også disse metallene som øker mest i konsentrasjon når *G. semen* begynner å dominere i innsjøen (figur 15). Disse metallene kan danne stabile hydroxyl-komplekser, og styrer tilgangen på andre viktige næringsstoffer (Yang, et al., 2022). Fosfor er en av stoffene som kan inngå i komplekser med jern og mangan på grunn av sin negative overflateladning. Dersom pH og redokspotensialet blir lavt, vil oksidasjonstilstanden til metallene endre seg, og fosfatet slippes løs i vannmassene (Wetzel, 2001). Som vist i resultatene for metallanalysen (figur 15), er det en rekke likehetstrekk i resultatene for jern og mangan. Dette skyldes at de to metallene oppfører seg ganske likt i ferskvannssystemer (Wetzel, 2001). Fra korrelasjonsanalysen fremstilt i tabell 2 er p-verdien for de to variablene $<< 0,0001$, som indikerer at de to metallene ofte opptrer sammen. Resultatene fra PCA-analysen viser en negativ korrelasjon mellom metallene mangan (Mn) og jern (Fe) på venstre side, og oksygenkonsentrasjon og pH på høyre side. En slik negativ korrelasjon indikerer at dersom det er høye verdier av den ene variabelen, vil det generelt finnes sammen med lave verdier av den andre (Frøslie, 2022). I denne sammenhengen vil det indikere at dersom det er høye pH-verdier og oksygenkonsentrasjoner, forventer vi å finne lite jern og mangan i vannmassene (og motsatt). Figur 17 viser pourbaix-diagrammene for jern og mangan. Porboix-diagrammet styrker funnene fra PCA-analysen om at det hovedsakelig er pH som styrer specieringen for de to metallene under de spesifikke forholdene som ble målt i Glennetjern sommeren 2022.

Figur 14 viser at pH ved 1,5 m under algeoppblomstringen er omtrent 6,3. Dette tilsier at metallene hovedsakelig foreligger som de løselige forbindelsene Fe^{+2} og Mn^{+2} . Tilstedeværelsen av Fe^{+2} og Mn^{+2} i innsjøer kan ha både positive og negative effekter på miljøet. På den ene siden er jern og mangan essensielle næringsstoffer som inngår i en rekke biologiske prosesser hos vannlevende organismer (Howe, Malcolm, & Dobson, 2004). På den andre siden kan for høye konsentrasjoner av Fe^{+2} og Mn^{+2} være toksisk for vannlevende organismer (Wang W. , 1987). Forhøyede konsentrasjoner av Fe^{+2} og Mn^{+2} kan også føre til økt farge av vannet, og dermed bidra til økt adsorpsjon (Maloney, et al., 2005).

Figur 14 viser at pH ved 0,5 m under algeoppblomstringen er omtrent 7,5. Dette tilsier at jern og mangan også kan foreligge som $\text{Fe}(\text{OH})_3$ og MnCO_3 i epilimnion. $\text{Fe}(\text{OH})_3$ er en uløselig

substans, og MnCO_3 er en lite løselig substans. Begge disse substansene har liten sannsynlighet for å direkte interagere med næringsnettet (Wetzel, 2001).



Figur 17: Omtrentlig distribusjon av spesieringen til jern og mangan relatert til pH og redokspotensiale (målt i E_h). Hentet fra (Wetzel, 2001).

4.5.2 Spesiering av bly, kobber og kadmium

PCA-analysen viser at metallene bly, kobber og kadmium hadde en korrelasjon. Dette støttes videre av korrelasjonsanalysene som viser en signifikant sammenheng mellom de tre metallene (tabell 2). Redokspotensialet ved 1,5 m viste variasjoner gjennom sjiktningsperioden (figur 13). Dette var også tilfellet for de tre metallene bly, kobber og kadmium (figur 15). Dette støtter resultatene fra PCA-analysen som viser at forekomsten av metallene i vannet var avhengig av både redokspotensialet og pH. Generelt vil vi forvente økt løselighet for de tre metallene ved reduserende forhold, slik som ble påvist i hypolimnion i Glennetjern.

Fra litteraturen er det kjent at de tre metallene kan ha en affinitet til løst organisk materiale (DOM). Alle de tre metallene er tungmetaller med høye stabilitetskonstanter når de inngår i komplekser med humus (vanLoon & Duffy, 2017). Figur 1 viser et eksempel på hvordan bly kan danne stabile komplekser med humussyrer. Slike komplekser er særs stabile fordi salisylatgruppen i humusmolekylet danner et stabilt seksleddet chelat med metallionet (vanLoon & Duffy, 2017). Dette er dog avhengig av hvilke funksjonelle grupper som finnes i

DOM (vanLoon & Duffy, 2017). Ved kompleksdannelse foreligger ikke metallene som løste ioner, og har dermed lavere potensiale for å forårsake toksiske effekter i økosystemet. Dette forekommer som en konsekvens av at kompleksene sedimenteres og dermed mindre tilgjengelige for det akvatiske miljøet. Dersom DOM påvist i Glennetjern har funksjonelle grupper som kan inngå i komplekser med metallene, forventes det lave konsentrasjoner av løste metallioner i vannmassene.

4.5.3 Potensiale for toksisitet

Potensialet for toksisitet avhenger i stor grad av speciering og konsentrasjonen av de undersøkte metallene (Tao, Yuan, Wei, & Xiaona, 2012). I tillegg er det interessant å undersøke hvilke konsekvenser metallene kan ha for næringsnett, da en rekke metaller har potensiale for å bioakkumulere i organismer (Malik, et al., 2010). Glennetjern er en relativt liten og grunn innsjø. I tidligere undersøkelser foretatt i innsjøen har artsdiversiteten blitt karakterisert som lav (Greipsland, et al., 2019). Greipsland et al. oppdaget i 2019 en nedgang i zooplankton under oppblomstring av *G. semen* i Glennetjern. Dette kan skyldes lavt beitetrykk fra zooplankton, og kan ha vært en viktig årsak til at *G. semen* var i stand til å danne en omfattende oppblomstring. I samme rapport ble det påvist en rekke smådyr, men disse oppholder seg i stor grad i littoralsonen, og sjansen for at de har blitt direkte påvirket av metallkonsentrasjonene funnet ved 1,5 m er derfor liten.

De undersøkte metallene har ulikt potensiale for toksisitet. Jern, kobber og mangan er essensielle mikronæringsstoffer som inngår i en rekke biologiske prosesser (Gautam, et al., 2015). Dette betyr at det i stor grad er konsentrasjonen som avgjør toksisiteten av disse metallene. Toverdig jern (Fe^{2+}) som ble påvist i Glennetjern kan felles ut til treverdige jern (Fe^{3+}) ved tilgang på oksygen. Dersom treverdige jern (Fe^{3+}) kommer i kontakt med akvatiske livsformer med gjeller kan dette føre til akutt dødelighet (Rutier & Liungman, 2020). Dette kan være av relevans for arten karuss som ble påvist i Glennetjern tidligere år (Greipsland, et al., 2019). Bly, kobber og kadmium kan ha toksiske effekter ved svært lave konsentrasjoner (Prosi, 1989; Wang & Rainbow, 2006; Yanong, 2019).

4.5.4 Relevans av påviste konsentrasjoner

Gjennomsnittlig konsentrasjon av bly, kadmium og kobber i 2022 (tabell 1) er stort sett lave, og i tilstandsklasse god (Miljødirektoratet, 2016). Sammenlignet med tidligere år har konsentrasjonen av bly og kadmium økt noe (Greipsland, et al., 2019), men det er stor usikkerhet knyttet til sammenligningsgrunnlaget da prøvene fra 2019 er hentet inn i første kvartal av året, mens prøvene fra 2022 er hentet fra sommeren.

Det er utfordrende å sette grenseverdier for jern og mangan, og det er få konkrete forslag i eksisterende litteratur. Dette skyldes i stor grad usikkerhet knyttet til hvordan de ulike speciene kan bestemmes da pourboix-diagram kun er veiledende, og det er mange faktorer som spiller inn på specieringen. I mange veiprosjekter i Norge anbefales en grenseverdi på 500 µg/l for jern, på bakgrunn av at toverdig jern kan være en indikator for skadelige konsentrasjoner av treverdig jern (Rutier & Liungman, 2020). Gjennomsnittlig konsentrasjon av jern i Glennetjern 2022 er langt over denne grensen, og det er potensialet for toksiske effekter. Drikkevannsforskriften (2017) angir en grenseverdi på 0,2 mg/l for mangan, men dette er beregnet for drikkevann, og kan derfor ikke direkte sammenlignes med konsentrasjonene i Glennetjern. Dog er den gjennomsnittlige konsentrasjonen av mangan i Glennetjern under denne grensen, og potensialet for toksisitet vurderes derfor til liten.

Del 5: Avslutning

5.1 Konklusjon

Ved å bruke pigmentet Heteroxanthin som proxy for *G. semen*, ble det observert en oppblomstring av algen i Glennetjern sommeren 2022. Algen ble først observert 10. juni, og det antas at dette var starten på oppblomstringen for den spesifikke algen. Ved bruk av Spearmans-korrelasjonsanalyse ble det påvist en R^2 -verdi på 0,98, som gir en indikasjon på at *G. semen* var den dominerende algearten i innsjøen under oppblomstringen som varte fra 10. juni til 2. september. Økningen av DOC gjennom forsøksperioden er trolig en konsekvens av både avrenning og den store algebiomassen oppblomstringen produserte. Det er uvanlig å se en økning av DOC om sommeren i tempererte strøk, og det er derfor sannsynlig at algebiomassen hadde en kraftig effekt. Dette har antakelig vært avgjørende for den stabile sjiktningen som ble observert i innsjøen. Det antas videre at *G. semen* sin evne til å drive miksotrofi har vært en viktig medvirkende faktor til ringvirkningene oppblomstringen medførte.

Under oppblomstringen ble det observert endringer i pH, redoksforhold og O_2 -konsentrasjon, og det foreslås at dette delvis skyldes *G. semen*. Resultatene viste et tydelig skille mellom hypolimnion og epilimnion for disse parameterne. Dette reflekteres i høye oksygen-, pH- og redoksverdier i epilimnion hvor algen drev fotosyntese, og lave verdier i hypolimnion der det foregikk respirasjon. Videre har trolig de anoksiske forholdene i hypolimnion ført til endringer i oksidasjonstilstanden til metaller som tidligere har blitt sedimentert i innsjøen, og gjort de mer mobile. Konsentrasjonene funnet ble vurdert etter veileder M-608 (Miljødirektoratet, 2016) og Drikkevannsforekomsten (2017). For bly, mangan, kadmium og kobber ble det funnet at konsentrasjonene fra forsøket har lavt potensiale for toksiske effekter. For jern ble det tatt utgangspunkt i en anbefalt grenseverdi som ofte brukes ved veiprosjekter i Norge, og den gjennomsnittlige konsentrasjonen av jern i Glennetjern er langt over den anbefalte grensen. Dette indikerer at jern hadde størst potensiale for å forårsake toksiske effekter i næringsnett av de undersøkte metallene. På grunn av det komplekse samspillet mellom ulike faktorer som kan påvirke oksidasjonstilstanden til metaller, er det imidlertid betydelig usikkerhet knyttet til potensialet for toksiske effekter.

Avslutningsvis er det viktig å påpeke at mer detaljerte analyser av opptak i organismer fra flere trofiske nivåer er nødvendig for å kunne gjøre en helhetlig vurdering av den økologiske betydningen av metallkonsentrasjonene. Til framtidige undersøkelser er mer omfattende innsjøundersøkelser nødvendige for å sikre et godt kunnskapsgrunnlag om styrende faktorer for fordeling og biologisk opptak av metaller i innsjøer. Økende antropogen aktivitet og klimaendringer gjør det spesielt viktig med overvåkning av innsjøer i kommende år med hensyn til algeoppblomstringer og konsekvensene dette kan medføre.

Del 6: Referanseliste

- Anderson, D., Glibert, P., & Burkholder, J. (2002, August). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, ss. 704-726. <https://doi.org/10.1007/BF02804901>
- Araoye, P. (2009, mai). The seasonal variation of pH and dissolved oxygen (DO₂) concentration in Asa lake Ilorin, Nigeria. *International Journal of Physical Sciences* Vol. 4, ss. 271-274.
- Ask, J., Karlsson, J., Persson, L., Ask, P., Bystrom, P., & Jansson, M. (2009, august 27). Terrestrial organic matter and light penetration: Effects on bacterial and primary production in lakes. *Limnology and oceanography*, ss. 2034-2040. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6.2034>
- Axelsson, L. (1988). Changes in pH as a measure of photosynthesis by marine macroalgae. *Marine Biology*, volume 97, ss. 287-294. <https://doi.org/10.1007/BF00391314>
- Baken, S., Nawara, S., van Moorleghe, C., & Smolders, E. (2014, august 1). Iron colloids reduce the bioavailability of phosphorus to the green alga *Raphidocelis subcapitata*. *Water Research*, volume 59, ss. 198-206. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.010>
- Balistreri, L., Murray, J., & Paul, B. (1992, mai). The cycling of iron and manganese in the water column of Lake Sammamish, Washington. *Limnology and oceanography*, volume 37(3), ss. 510-528. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.3.0510>
- Barloková, D., & Ilavský, J. (2009). *Removal of Iron and Manganese from Water Using Filtration by Natural Materials*. Bratislava: Department of Sanitary and Environmental Engineering, Faculty of Civil Engineering, Slovak University of Technology.
- Bertilsson, S., & Jones Jr., J. (2003). Supply of Dissolved Organic Matter to Aquatic Ecosystems: Autochthonous Sources. *Aquatic Ecosystems*, ss. 3-24. <https://doi.org/10.1016/B978-012256371-3/50002-0>
- Bervoets, L., & Blust, R. (2003). Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environmental Pollution*, 9-19. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00173-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00173-8)
- Birceanu, O., Chowdhury, M. J., Gilis, P. L., McGeer, J. C., Wood, C. M., & Wilkie, M. P. (2008). Modes of metal toxicity and impaired branchial ionoregulation in rainbow trout exposed to mixtures of Pb and Cd in soft water. *Aquatic toxicology* 89(4), ss. 222-231. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.07.007>
- Bjørndalen, K. (1982). Gonyostomum semen - en ny problemalge? *Limnos*, vol. 2, 12-15.
- Boehrer, B., & Schultze, M. (2008, mai 30). Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, volume 46(2). <https://doi.org/10.1029/2006RG000210>
- Borg, H., & Johansson, K. (1989, oktober). Metal fluxes to Swedis forest lakes. *Water, Air and Soil Pollution* (47), ss. 427-440. <https://doi.org/10.1007/BF00279334>
- Brooks, B., Lazorchak, J., Howard, M., Johnson, M.-V., Morton, S., Perkins, D., . . . Stevens, J. (2015, Desember 21). Are harmful algal blooms becoming the greatest inland water quality threat to public health and aquatic ecosystems? *Environmental Toxicology and Chemistry*, ss. 6-13. <https://doi.org/10.1002/etc.3220>
- Burford, M., Faggotter, S., Gibbes, B., Neilen, A., & Bartkow, M. (2021). The role of nutrients in promoting a bloom of the nuisance raphidophyte species *Gonyostomum semen* in a subtropical reservoir. *Aquatic Microbial Ecology*, volume 86, ss. 47-62. <https://doi.org/10.3354/ame01953>
- Catalán, N., Obrador, B., Felip, M., & Pretus, J. (2013, juni 29). Higher reactivity of allochthonous vs. autochthonous DOC sources in a shallow lake. *Aquatic Sciences*, ss. 581-593. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0302-y>

- Chang, Y.-B., Coats, B., & Nolen, J. (1996). A Compositional Model for CO₂ Floods Including CO₂ Solubility in Water. *the Permian Basin Oil and Gas Recovery Conference*. Midland, Texas. <https://doi.org/10.2118/35164-MS>
- Chróst, R., Münster, U., Hakumat, R., Albrecht, D., Witzel, P., & Overbeck, J. (1989). Photosynthetic production and exoenzymatic degradation of organic matter in the euphotic zone of a eutrophic lake. *Journal of Plankton Research*, Volume 11(2), ss. 223-242. <https://doi.org/10.1093/plankt/11.2.223>
- Chuang, M., Shu, G., & Liu, J. (1996, august). Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, volume 90, ss. 543-556. <https://doi.org/10.1007/BF00282668>
- Clemens, S. (2001). Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta*, volume 212, ss. 475–486. <https://doi.org/10.1007/s004250000458>
- Creed, I. F., Bergström, A.-K., Trick, C. G., Grimm, N. B., Hessen, D. O., Karlsson, J., . . . Cherif, M. (2018, mars 15). Global change-driven effects on dissolved organic matter composition: Implications for food webs of northern lakes. *Global Change Biology*, volume 24(8), ss. 3692-3714. <https://doi.org/10.1111/gcb.14129>
- Cronberg, G., Lindmark, G., & Björk, S. (1988). Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Swedish forest lakes - an effect of acidification? *Hydrobiologica*, ss. 217-236. <https://doi.org/10.1007/BF00044113>
- Davison, W. (1993). Iron and manganese in lakes. *Earth-Science Reviews*, ss. 119-163. [https://doi.org/10.1016/0012-8252\(93\)90029-7](https://doi.org/10.1016/0012-8252(93)90029-7)
- Drouet, F., & Cohen, A. (1935, juni). THE MORPHOLOGY OF GONYOSTOMUM SEMEN FROM WOODS HOLE, MASSACHUSETTS. *The Biological Bulletin*, Volume 68, Number 3, ss. 422-439. <https://doi.org/10.2307/1537563>
- Duckworth, O., Holmström, S. J., Peña, J., & Sposito, G. (2009). Biogeochemistry of iron oxidation in a circumneutral freshwater habitat. *Chemical Geology*, volume 260(3-4), ss. 149-158. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.08.027>
- Findlay, D., Paterson, J., Hendzel, L., & Kling, H. (2005, januar). Factors influencing *Gonyostomum semen* blooms in a small boreal reservoir lake. *Hydrobiologica*, ss. 243-252. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-2962-z>
- Flemming, C., & Trevors, J. (1989). Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, volume 44, ss. 143-158. <https://doi.org/10.1007/BF00228784>
- Florence, T., Batley, G., & Benes, P. (1980). Chemical Speciation in Natural Waters. *C R C Critical Reviews in Analytical Chemistry*, volume 9(3), ss. 219-296. <https://doi.org/10.1080/10408348008542721>
- Florentino, A., Weijma, J., Stams, A., & Sánchez-Andrea, I. (2016). Ecophysiology and Application of Acidophilic Sulfur-Reducing Microorganisms. I *Biotechnology of Extremophiles* (ss. 141-175). Hamburg: Springer International Publishing AG. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13521-2_5
- Friberg, L., Piscator, M., & Nordberg, G. (2018). *Cadmium in the Environment*. CRC Press.
- Frøslie, K. (2022, januar 27). *Korrelasjon*. Hentet fra Store norske leksikon: <https://snl.no/korrelasjon>
- Gautam, R., Sharma, S., Mahiya, S., & Chattopadhyaya, M. (2015). CHAPTER 1 Contamination of Heavy Metals in Aquatic Media: Transport, Toxicity and Technologies for Remediation. I *Heavy Metals In Water : Presence, Removal and Safety* (ss. 2-4). Jaipur: the Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/9781782620174-00001>

- Gächter, R., & Müller, B. (2003). Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography* 48, ss. 929-933. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.2.0929>
- Genchi, G., Sinicropi, M., Lauria, G., Carocci, A., & Catalano, A. (2020). The Effects of Cadmium Toxicity. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17(11). <https://doi.org/10.3390/ijerph17113782>
- Gilbert, P. M. (2020, Januar). Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.001>
- Godwin, H. A. (2001, april). The biological chemistry of lead. *Current Opinion in Chemical Biology*, volume 5(2), ss. 223-227. [https://doi.org/10.1016/S1367-5931\(00\)00194-0](https://doi.org/10.1016/S1367-5931(00)00194-0)
- Gorham, E., & Boyce, F. (1989). Influence of Lake Surface Area and Depth Upon Thermal Stratification and the Depth of the Summer Thermocline. *Journal of Great Lakes Research*, volume 15 (2), ss. 233-245. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(89\)71479-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(89)71479-9)
- Greipsland, I., Pettersen, R. A., Reinemo, J., Skrutvold, J., Roseth, R., Stabell, T., . . . Pavels, H. (2019). *E-18 Retvet-Vinterbro. Forundersøkelser av vannkjemi og biologiske kvalitetselementer i 2017 og 2018*. Ås: NIBIO. <https://hdl.handle.net/11250/2677209>
- Griffith, A., & Gobler, C. (2020, Januar). Harmful algal blooms: A climate change co-stressor in marine and freshwater ecosystems. *Harmful Algae*. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.008>
- Hagman, C., Ballot, A., Hjermann, D., Skjelbred, B., Brettum, P., & Ptacnik, R. (2014, oktober 4). The occurrence and spread of Gonyostomum semen (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, ss. 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2050-y>
- Hagman, C. (2020). *Phytoplankton in humic and colored Nordic lakes*. Ås: Norwegian University of Life Sciences.
- Hagman, C., Rohrlack, T., & Riise, G. (2020, september). The success of Gonyostomum semen (Raphidophyceae) in a boreal lake is due to environmental changes rather than a recent invasion. *Limnologica*, volume 84. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125818>
- Hagman, C., Rohrlack, T., Uhlig, S., & Hostyeva, V. (2019, Desember 18). Heteroxanthin as a pigment biomarker for Gonyostomum semen (Raphidophyceae). *PLoS ONE*, s. 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226650>
- Hecky, R., & Kilham, P. (1988, juli). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and oceanography*, volume 33(4), ss. 796-822. <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0796>
- Hongve, D., Løvstad, Ø., & Bjørndalen, K. (1988, Januar). Gonyostomum semen — a new nuisance to bathers in Norwegian lakes. *SIL Proceedings*, ss. 430-434. <https://doi.org/10.1080/03680770.1987.11897957>
- Howe, P., Malcolm, H., & Dobson, S. (2004). *MANGANESE AND ITS COMPOUNDS: ENVIRONMENTAL ASPECTS*. Geneve: World Health Organization.
- Islam, A., & Khondker, M. (1994). New records of algae from Bangladesh IV. Heteromastix and Gonyostomum. *Bangladesh J. Bot.* 23, pp. 199-203.
- Johansson, K., Trisal, C., Vrede, T., Rijswijk, P., Goedkoop, W., & Johnson, R. (2016). Algal blooms increase heterotrophy at the base of boreal lake food webs-evidence from fatty acid biomarkers. *Limnology and oceanography*, 1563-1573. <https://doi.org/10.1002/lno.10296>

- Johansson, K., Vrede, T., Lebet, K., & Johnson, R. (2013). Zooplankton Feeding on the Nuisance Flagellate *Gonyostomum semen*. *PLOS ONE* 8 (59).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062557>
- Jong, R., Bruin, S., Wit, A., Schaepman, M., & Dent, D. (2011, februar 15). Analysis of monotonic greening and browning trends from global NDVI time-series. *Remote Sensing of Environment* 115 (2), ss. 692-702.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.011>
- Kang, X., Song, J., Yuan, H., Duan, L., Li, X., Li, N., . . . Qu, B. (2017, september). Speciation of heavy metals in different grain sizes of Jiaozhou Bay sediments: Bioavailability, ecological risk assessment and source analysis on a centennial timescale. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, volume 143, ss. 296-306.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.05.036>
- Karl, T., & Trenberth, K. (2003, Desember 03). Modern Global Climate Change. *Science*, ss. 1719-1723. DOI: 10.1126/science.1090228
- Kemka, N., Nijne, T., Zébazé Togouet, S., Niyitegeka, D., Nola, M., Monkiedie, A., . . . Menbohan, S. (2004). Phytoplankton du lac municipal de Yaoundé (Cameroun): Succession écologique et structure des peuplements. *Rev. Sci. Eau*. 17(3), ss. 301-316.
<https://doi.org/10.7202/705535ar>
- Kjærgård, L. (1977). The redox potential: Its use and control in biotechnology. *Advances in Biochemical Engineering, Volume 7*, ss. 131-150.
<https://doi.org/10.1007/BFb0048444>
- Kusber, W.-H. (2003). Typification of the Four European Species of *Gonyostomum* (Raphidophyceae) and First Records of *G. depressum* from NE Germany. *Willdenowia*, 467-475. <http://www.jstor.org/stable/3997446>
- Landsberg, J. H. (2002). The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. *Reviews in Fisheries Science* , 113-390. <https://doi.org/10.1080/20026491051695>
- Lebet, K., Fernández, M., Hagman, C., Rengefors, K., & Hansson, L.-A. (2012). Grazing resistance allows blooms formation and may explain invasion success of *Gonyostomum semen* . *Limonology and Oceanography, Volume 57, Issue 3*, 671-896.
<https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.3.0727>
- Lepistö, L., Antikainen, S., & Kivinen, J. (1994). The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes. *Hydrobiologia*, 1-8.
<https://doi.org/10.1007/BF00126764>
- Linder, M., & Hazegh-Azam, M. (1996, mai). Copper biogeochemistry and molecular biology. *The American Journal of Clinical Nutrition, Volume 63(5)*, ss. 797-811. DOI: 10.1093/ajcn/63.5.797
- Madigan, M., Martinko, J., Bender, K., Buckley, D., & Stahl, D. (2014). Brock Biology of Microorganisms, Global Edition. San Francisco: Pearson Education Limited.
- Malik, N., Biswas, A., Qureshi, T., Borana, K., & Virha, R. (2010). Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. *Environmental Monitoring and Assessment* 160, ss. 267-276. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0693-8>
- Maloney, K., Morris, D., Moses, C., & Osburn, C. (2005, september). The Role of Iron and Dissolved Organic Carbon in the Absorption of Ultraviolet Radiation in Humic Lake Water. *Biogeochemistry*, ss. 393-407. <https://doi.org/10.1007/s10533-005-1675-3>
- Menzes, M., & Bicude, C. E. (2010). Freshwater Raphidophyceae from the State of Rio de Janeiro, Southeast Brazil. *Biota Neotrop.* 10(3). <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000300030>
- Meteorologisk institutt. (2023, 03 16). Seklima - observasjoner og værstatistikk. Hentet fra Norsk klimaservicesenter: <https://seklima.met.no>

- Miljødirektoratet. (2016). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020*. Miljødirektoratet.
- Molongoski, J., & Klug, M. (1980, desember). Anaerobic metabolism of particulate organic matter in the sediments of a hypereutrophic lake. *Freshwater Biology*, volume 10(6), ss. 507-518. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01225.x>
- Nagajyoti, P., Lee, K., & Sreekanth, T. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* 8, ss. 199-216. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- O'Neil, J., Davis, T., Burford, M., & Gobler, C. (2012, februar). Effects of redox potential on the mobilization of arsenic and iron from lake sediments. *Science of the Total Environment*, 566, 1370-1380. *Harmful Algae*, Volume 14, ss. 313-334. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>
- Peters, A., Lofts, S., Merrington, G., Brown, B., Stubblefield, W., & Harlow, K. (2011, august 12). Development of biotic ligand models for chronic manganese toxicity to fish, invertebrates, and algae. *Environmental Toxicology and Chemistry*, volume 30(11), ss. 2407-2415. <https://doi.org/10.1002/etc.643>
- Pettersen, R. A. (2023, mars 13). Nedbørsmålinger i Glennetjern.
- Pettersen, R., Våge, K., Skrutvold, J., Roseth, R., Skautvedt, E., Hereid, S., & Stabell, T. (2020). *E-18 Retvet-Vinterbro. Forundersøkelser av vannkjemi og biologiske kvalitetselementer i 2019*. Ås: NIBIO. <https://hdl.handle.net/11250/2677209>
- Prosi, F. (1989, mars). Factors controlling biological availability and toxic effects of lead in aquatic organisms. *Science of the Total Environment*, volume 79(2), ss. 157-169. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90359-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90359-8)
- Pęczuła, W., Grabowska, M., Zieliński, P., Karpowicz, M., & Danilczyk, M. (2018). Vertical distribution of expansive, bloom-forming algae *Gonyostomum semen* vs. plankton community and water chemistry in four small humic lakes. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. Number 419*. <https://doi.org/10.1051/kmae/2018017>
- Rabajczyk, A., & Namieśnik, J. (2014, august). Speciation of Iron in the Aquatic Environment. *Water environment research*, volume 86, ss. 741-758. <https://doi.org/10.2175/106143014X13975035525906>
- Rengefors, K., Palsson, C., Hansson, L.-A., & Heiberg, L. (2008, april). Cell lysis of competitors and osmotrophy enhance growth of the bloom-forming alga *Gonyostomum semen*. *Aquatic Microbial Ecology*, ss. 87-96. <https://doi.org/10.3354/ame01176>
- Rengefors, K., Weyhenmeyer, G., & Bloch, I. (2012, Juni). Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. *Harmful Algae*, ss. 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.04.005>
- Reuss, N., & Conley, D. (2005, Oktober). Effects of sediment storage conditions on pigment analyses. *Limnology and oceanography Methods*, ss. 477-487. <https://doi.org/10.4319/lom.2005.3.477>
- Rogival, D., Scheirs, J., & Blust, R. (2007). Transfer and accumulation of metals in a soil–diet–wood mouse food chain along a metal pollution gradient. *Environmental Pollution*, 516-528. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.019>
- Rohrlack, T. (2020, Januar). The diel vertical migration of the nuisance alga *Gonyostomum semen* is controlled by temperature and by a circadian clock. *Limnologia*. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125746>
- Roy, S. (2006, august). Sedimentary manganese metallogenesis in response to the evolution of the Earth system. *Earth-Science Reviews*, volume 77(4), ss. 273-305. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.03.004>

- Rutier, H., & Liungman, M. (2020). *Basiskartlegging vannmiljø - E6 Kvæangsfjellet*. Statsforvalteren.
- Saadi, I., Borisover, M., Armon, R., & Laor, Y. (2006, april). Monitoring of effluent DOM biodegradation using fluorescence, UV and DOC measurements. *Chemosphere*, volume 63(3), ss. 530-539. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.075>
- Salonen, K., & Rosenberg, M. (2000, oktober). Advantages from diel vertical migration can explain the dominance of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in a small, steeply-stratified humic lake. *Journal of Plankton Research*, ss. 1841-1853. <https://doi.org/10.1093/plankt/22.10.1841>
- Schwertmann, U., & Taylor, R. (1989). Iron oxides. In *Minerals in Soil environments*. Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c8>
- Seitzinger, S., Harrison, J., Dumont, E., Beusen, A. H., & Bouwman, A. (2005, desember 31). Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*. <https://doi.org/10.1029/2005GB002606>
- Skjelkvåle, B., Andersen, T., Fjeld, E., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., . . . Moiseenko, T. (2001). Heavy Metal Surveys in Nordic Lakes; Concentrations, Geographic Patterns and Relation to Critical Limits. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, Volume 30. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.1.2>
- Strock, K., Saros, J., Ellsworth, A., Theodore, N., & Gawley, W. (2017, april). Increasing dissolved organic carbon concentrations in northern boreal lakes: Implications for lake water transparency and thermal structure. *JGR Biogeosciences*, ss. 1022-1035. <https://doi.org/10.1002/2017JG003767>
- Søndergaard, M. (2009). Redox Potential. I *Earth Systems and Environmental Sciences* (ss. 852-859). Aarhus: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106284>
- Tao, Y., Yuan, Z., Wei, M., & Xiaona, H. (2012). Characterization of heavy metals in water and sediments in Taihu Lake, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, ss. 4367-4382. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2270-9>
- Tchounwou, P., Yedjou, C., Patlolla, A., & Sutton, D. (2012). *Heavy Metal Toxicity and the Environment*. Springer Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Toming, K., Tuvikene, L., Vilbaste, S., Agasild, H., Viik, M., Kisand, A., . . . Nøges, T. (2013, juli). Contributions of autochthonous and allochthonous sources to dissolved organic matter in a large, shallow, eutrophic lake with a highly calcareous catchment. *Limnology and Oceanography* 58 (4), ss. 1149-1529. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.4.1259>
- Tranvik, L., & von Wachenfeldt, E. (2009). Interactions of Dissolved Organic Matter and humic substances. I G. Likens, *Encyclopedia of Inland Waters* (s. 2250). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00109-5>
- Trigal, C., Hallstam, S., Johansson, K., & Johnson, R. (2013, juli). Factors affecting occurrence and bloom formation of the nuisance flagellate *Gonyostomum semen* in boreal lakes. *Harmful Algae*, volume 27, ss. 60-67. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.04.008>
- Uauy, R., Olivares, M., & Gonzalez, M. (1998, mai). Essentiality of copper in humans. *The American Journal of Clinical Nutrition*, Volume 67 (5), ss. 952S-959S. <https://doi.org/10.1093/ajcn/67.5.952S>
- Van Dijk, H. (1971, januar). Cation binding of humic acids. *Geoderma*, volume 5 (1), ss. 53-67. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(71\)90024-3](https://doi.org/10.1016/0016-7061(71)90024-3)
- Viken Fylkeskommune. (2022). *Tiltak på lokalveiene i Ås og Nordre Follo kommuner*. Hentet fra Ås kommune: https://www.as.kommune.no/ato/p360/v1/1405016_1_1-pdf.1405016o7241.pdf

- Wang, W.-X., & Rainbow, P. (2006, desember 13). Subcellular Partitioning and the Prediction of Cadmium Toxicity to Aquatic Organisms. *Environmental Chemistry*, volume 3(6), ss. 395-399. <https://doi.org/10.1071/EN06055>
- Wang, W. (1987). Factors affecting metal toxicity to (and accumulation by) aquatic organisms — Overview. *Environment International*, volume 13(6), ss. 437-457. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(87\)90006-7](https://doi.org/10.1016/0160-4120(87)90006-7)
- Wang, Y., Feng, X., Villalobos, M., Tan, W., & Liu, F. (2012, januar 23). Sorption behavior of heavy metals on birnessite: Relationship with its Mn average oxidation state and implications for types of sorption sites. *Chemical geology*, volume 292-293, ss. 25-34. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2011.11.001>
- Wetzel, R. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems. Third Edition*. Elsevier Academic Press.
- Wilhelm, S., & Adrian, R. (2007, oktober 4). Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology*, volume 53(2), ss. 226-237. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01887.x>
- Yang, T., Xu, Y., Huang, Q., Sun, Y., Liang, X., & Wang, L. (2022, september). Removal mechanisms of Cd from water and soil using Fe–Mn oxides modified biochar. *Environmental Research*, volume 212(c). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113406>
- Yanong, R. (2019, november 22). *USE OF COPPER IN MARINE AQUACULTURE AND AQUARIUM SYSTEMS*. Hentet fra askifas: <https://edis.ifas.ufl.edu/publication/FA165>
- Zhou, Y., Davidson, T. A., Yao, X., Zhang, Y., Jeppesen, E., de Souza, J. G., . . . Qin, B. (2018, oktober). How autochthonous dissolved organic matter responds to eutrophication and climate warming: Evidence from a cross-continental data analysis and experiments. *Earth-Science Reviews*, ss. 928-937. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.08.013>
- de Wit, H., Valinia, S., Weyhenmeyer, G., Futter, M., Kortelainen, P., Austnes, K., . . . Vuorenmaa, J. (2016, November 4). Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science & Technology Letters*, ss. 430-435. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00396>
- vanLoon, G., & Duffy, S. (2017). *Environmental chemistry - a global perspective*, 4. utgave. Oxford: Oxford University press.
- Åberg, J., Jansson, M., & Jonsson, A. (2010, juni 24). Importance of water temperature and thermal stratification dynamics for temporal variation of surface water CO₂ in a boreal lake. *Journal of Geophysical research Biogeosciences*, volume 115. <https://doi.org/10.1029/2009JG001085>
- Økland, J., & Økland, K. (2006). *Vann og vassdrag 3 - kjemi, fysikk og miljø (2. utg.)*. Forlaget Vett og viten.

Del 7: Vedlegg

Vedlegg 1 Avrenning og lufttemperatur

Tid	Middeltemperatur (døgn)	Nedbør (døgn) mm	Avrenning (Døgn) mm	m3/døgn	Ås - Rustadskogen, met data	30.07.2022				
23.05.2022	12,4	0	0,0423	528,75	Skuterudfeltet avrenning (JOVA-data)	31.07.2022	16,6	0	0,0738	936,25
24.05.2022	11,4	0	0,0945	1181,25		01.08.2022	16,4	4,8	0,1223	1528,75
25.05.2022	11,8	2,5	0,1186	1482,5		02.08.2022	13,5	0,1	0,0880	1100
26.05.2022	12	20,3	1,0340	1292,5		03.08.2022	17,4	6,9	0,1707	2133,75
27.05.2022	8,9	0	0,3202	4002,5		04.08.2022	15,8	0	0,0981	1226,25
28.05.2022	12,8	0	0,1816	2270		05.08.2022	16,3	1,2	0,0602	752,5
29.05.2022	9,8	0	0,1148	1435		06.08.2022	14,6	0	0,0250	312,5
30.05.2022	11,2	1,1	0,1223	1528,75		07.08.2022	14,2	0	0,0211	263,75
31.05.2022	13,2	0	0,0995	1243,75		08.08.2022	15,1	0	0,0185	231,25
01.06.2022	11,7	2,1	0,1018	1272,5		09.08.2022	14,8	0	0,0169	211,25
02.06.2022	11,9	0,4	0,0827	1033,75		10.08.2022	18,8	0	0,0164	205
03.06.2022	12,9	0	0,0662	827,5		11.08.2022	18	0	0,0157	196,25
04.06.2022	14,3	1	0,0561	701,25		12.08.2022	17,9	0,1	0,0136	170
05.06.2022	14,5	0	0,0467	583,75		12.08.2023	18	0	0,0127	158,75
06.06.2022	15,9	0	0,0407	508,75		14.08.2022	19,3	0	0,0117	146,25
07.06.2022	15	0	0,0396	495		15.08.2022	19,8	0	0,0146	182,5
08.06.2022	13,9	19,2	0,4727	5908,75		16.08.2022	18,9	13,6	0,4986	6232,5
09.06.2022	14,4	2,5	0,1659	2073,75		17.08.2022	19	18,6	0,2997	3746,25
10.06.2022	15,3	0	0,0971	1213,75		18.08.2022	16,5	0,6	0,1032	1290
11.06.2022	14,3	0	0,0840	1050		19.08.2022	17,5	4,4	0,1000	1250
12.06.2022	13,3	2,2	0,0871	1088,75		20.08.2022	16,9	0	0,0545	681,25
13.06.2022	13,3	1,4	0,0729	911,25		21.08.2022	14,7	0	0,0466	582,5
14.06.2022	16	0,6	0,0511	638,75		22.08.2022	13,1	1,1	0,0413	516,25
15.06.2022	15,6	0	0,0385	481,25		23.08.2022	13,5	0	0,0316	395
16.06.2022	16,5	0	0,0360	450		24.08.2022	15,4	0	0,0290	362,5
17.06.2022	15	0	0,0331	413,75		25.08.2022	17,5	0	0,0279	348,75
18.06.2022	16	5,6	0,0816	1020		26.08.2022	16	0	0,0278	347,5
19.06.2022	12,7	0	0,0287	358,75		27.08.2022	16,7	1,6	0,0380	475
20.06.2022	16	0	0,0235	293,75		28.08.2022	15,2	0	0,0290	362,5
21.06.2022	15,4	0	0,0208	260		29.08.2022	12,8	0	0,0270	337,5
22.06.2022	16,5	0,1	0,0198	247,5		30.08.2022	11,3	0	0,0259	323,75
23.06.2022	17,3	0	0,0166	207,5		31.08.2022	11,8	0	0,0217	271,25
24.06.2022	20	0	0,0128	160		01.09.2022	11,6	0	0,0214	267,5
25.06.2022	20,5	0	0,0106	132,5		02.09.2022	11,9	0	0,0209	261,25
26.06.2022	18,1	0,1	0,0106	132,5		03.09.2022	11,5	2,2	0,0322	402,5
27.06.2022	17,5	8	0,0106	132,5		04.09.2022	12	0,2	0,0226	282,5
28.06.2022	17,2	15,8	0,0106	132,5		05.09.2022	12,3	0	0,0204	255
29.06.2022	17,2	0,7	0,0106	132,5		06.09.2022	12,2	0	0,0199	248,75
30.06.2022	19,5	0	0,1062	1327,5		07.09.2022	11,6	0	0,0204	255
01.07.2022	20,2	0	0,0933	1166,25		08.09.2022	12,4	0	0,0180	225
02.07.2022	16,7	9,4	0,2800	3500		09.09.2022	12,5	0	0,0181	226,25
03.07.2022	15,1	33,8	0,2800	3500		10.09.2022	11,6	1,4	0,0249	311,25
04.07.2022	15	9,5	0,2800	3500		11.09.2022	12,3	0,5	0,0240	300
05.07.2022	15,1	0,2	0,4450	5562,5		12.09.2022	13,5	0	0,0243	303,75
06.07.2022	14,4	0	0,2840	3550		13.09.2022	12,3	35,6	0,0243	303,75
07.07.2022	16,5	8,9	0,4610	5762,5		14.09.2022	11,7	3,9	0,3772	4715
08.07.2022	17	0	0,2389	2986,25		15.09.2022	11,9	0,3	0,1844	2305
09.07.2022	16,1	0	0,1817	2271,25		16/09/2022	12,8	0	0,1127	1408,75
10.07.2022	15,4	0	0,1515	1893,75		17/09/2022	11	0	0,0769	961,25
11.07.2022	15,9	0	0,1352	1690		18.09.2022	10,7	0	0,0594	742,5
12.07.2022	16,3	0	0,1267	1583,75		19.09.2022	10,6	0	0,0458	572,5
13.07.2022	17,3	0	0,1435	1793,75		20.09.2022	7,8	0	0,0402	502,5
14.07.2022	14,9	2,4	0,1216	1520		21.09.2022	7,6	0	0,0394	492,5
15.07.2022	13,9	0	0,1089	1361,25		22.09.2022	9,9	0	0,0409	511,25
16.07.2022	14,8	0,2	0,1014	1267,5						
17.07.2022	16	0	0,0953	1191,25						
18.07.2022	16,8	1,6	0,1072	1340						
19.07.2022	17,6	0,1	0,0929	1161,25						
20.07.2022	20,3	0	0,0837	1046,25						
21.07.2022	19,8	0,1	0,0826	1032,5						
22.07.2022	14,8	1,6	0,2533	3166,25						
23.07.2022	15,2	12,8	0,1351	1688,75						
24.07.2022	15,4	0,1	0,1047	1308,75						
25.07.2022	16	3,1	0,1668	2085						
26.07.2022	17,1	2,9	0,1321	1651,25						
27.07.2022	16,2	0,1	0,0965	1206,25						
28.07.2022	15,8	0	0,0840	1050						
29.07.2022	17,4	0	0,0799	998,75						

Vedlegg 2 Resultater fra analyser av vannkjemi

Dato	Dybde	DOC	NH4-N	NO3-N	PO4-P	Cl	SO4
	[m]	[mg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]
23/05/2022	0,5	12,75	98	1	14	11,71	5,03
23/05/2022	1	12,44	200	2	17	11,83	5,06
23/05/2022	1,5	16,99	219	2	13	11,73	2,44
04/06/2022	0,5	12,69	179	2	15	12,43	4,00
04/06/2022	1	14,01	190	6	16	12,95	4,46
04/06/2022	1,5	14,29	212	5	0	12,82	3,73
10/06/2022	0,5	15,46	217	5	25	13,20	2,95
10/06/2022	1	14,95	48	7	30	13,57	3,49
10/06/2022	1,5	14,42	60	10	13	13,00	3,84
17/06/2022	0,5	15,25	26	13	18	13,43	1,69
17/06/2022	1	16,28	21	3	31	13,81	1,57
17/06/2022	1,5	14,50	29	2	13	12,80	3,05
21/06/2022	0,5	14,99	19	3	15	13,34	0,97
21/06/2022	1	17,44	33	7	32	13,46	1,05
21/06/2022	1,5	14,12	43	7	13	12,45	2,10
24/06/2022	0,5	16,24	38	5	25	13,59	0,37
24/06/2022	1	17,44	2	3	37	13,73	0,31
24/06/2022	1,5	14,50	2	3	14	13,07	2,61
01/07/2022	0,5	17,48	2	3	31	14,57	0,32
01/07/2022	1	18,59	45	0	36	15,77	0,34
01/07/2022	1,5	14,28	7	3	0	12,35	1,88
04/07/2022	0,5	17,15	7	1	28	14,62	0,42
04/07/2022	1	16,38	0	302	29	16,86	1,81
04/07/2022	1,5	17,54	17	1670	34	17,29	3,91
08/07/2022	0,5	18,37	21	4	23	15,64	0,77
08/07/2022	1	19,24	14	15	36	16,26	0,96
08/07/2022	1,5	17,66	31	484	13	16,99	3,85
11/07/2022	0,5	22,27	45	5	48	15,98	0,38
11/07/2022	1	23,29	36	2	53	16,75	0,50
11/07/2022	1,5	18,75	31	3	14	16,20	2,88
15/07/2022	0,5	20,55	31	6	16	16,04	0,13
15/07/2022	1	18,47	21	1	13	16,06	0,15
15/07/2022	1,5	18,21	31	1	0	16,08	1,97
18/07/2022	0,5	23,03	38	2	72	16,19	0,18
18/07/2022	1	24,21	45	1	65	16,59	0,21
18/07/2022	1,5	18,29	43	2	0	15,78	1,58
22/07/2022	0,5	22,52	43	59	95	17,26	0,26
22/07/2022	1	21,68	55	7	66	16,93	0,20
22/07/2022	1,5	18,92	48	4	0	16,37	0,95
25/07/2022	0,5	23,82	55	7	103	17,40	0,29
25/07/2022	1	19,79	43	10	37	16,75	0,19
25/07/2022	1,5	18,75	48	8	0	16,01	0,40
29/07/2022	0,5	23,33	60	8	86	17,07	0,28
29/07/2022	1	27,15	60	5	104	17,60	0,27
29/07/2022	1,5	18,29	60	12	0	15,87	0,31

Vedlegg 3 Resultater fra HPLC analysen

Dato	Debut	Heroinanthin	Fucoxanthin	Volcananthin	Daidinoanthin	Albinoanthin	Korofyll A	erichlorof	erichlorof	erichlorof	erichlorof	TotalBatesolofyl	Volume filtrert	Heroinanthin	Fucoxanthin	Volcananthin	Daidinoanthin	Albinoanthin	Korofyll A	Batesolofyl
		m						mAU/min					[ml]	[mAU/L]					[µg/L]	
16-Sep	15	0.134		0.093	1.165	0.512	5.165					0.000	80	301.3	0.0	1.2	162	71	93.9	0.0
16-Sep	1	0.155		0.125	1.303	0.533	5.083					0.000	80	348.1	0.0	1.7	181	74	92.4	0.0
16-Sep	05	0.144		0.112	1.203	0.501	3.951					0.000	80	324.2	0.0	1.5	168	70	71.8	0.0
12-Sep	15	0.419		0.285	4.045	1.787	15.469					0.027	80	943.2	0.0	3.8	56.3	24.9	281.2	0.0
12-Sep	1	0.567		0.396	5.161	2.333	19.938		0.027			0.000	80	1274.6	0.0	5.3	71.9	32.6	362.4	0.0
12-Sep	05	0.229		0.175	2.266	1.057	9.145					0.000	80	514.1	0.0	2.3	31.6	14.7	166.2	0.0
09-Sep	15	0.452		0.319	4.378	1.839	15.668					0.000	60	1354.5	0.0	5.7	81.3	34.2	379.7	0.0
09-Sep	1	0.297		0.249	3.200	1.356	11.622					0.000	60	889.8	0.0	4.4	59.4	25.2	281.7	0.0
09-Sep	05	0.305		0.229	2.922	1.210	9.991					0.000	60	914.4	0.0	4.1	54.3	22.5	242.2	0.0
05-Sep	15	0.432		0.312	4.192	1.647	15.160					0.000	60	1295.4	0.0	5.6	77.9	30.7	367.4	0.0
05-Sep	1	0.511		0.346	4.419	1.771	16.438					0.000	60	1534.2	0.0	6.2	82.1	33.0	398.4	0.0
05-Sep	05	0.626		0.465	5.914	2.243	20.813					0.000	60	1878.6	0.0	8.3	109.8	41.7	504.5	0.0
02-Sep	15	0.409		0.287	4.082	1.483	14.487					0.000	60	1227.0	0.0	5.1	75.8	27.6	351.1	0.0
02-Sep	1	0.445		0.326	4.520	1.648	15.535					0.000	80	1001.3	0.0	4.4	65.0	23.0	282.4	0.0
02-Sep	05	0.265		0.211	2.825	1.034	10.375		0.204	0.040	0.098	11.319	60	793.5	0.0	3.9	52.5	19.2	251.5	0.0
30-Aug	15	0.295		0.217	2.749	0.786	11.319					11.662	60	884.4	0.0	3.8	51.1	14.6	274.3	0.0
30-Aug	1	0.590		0.467	5.801	1.977	19.414					0.000	60	1770.9	0.0	8.3	107.7	36.8	470.5	0.0
30-Aug	05	0.583		0.467	5.685	1.844	20.043					0.000	60	1747.5	0.0	8.3	105.6	34.3	485.8	0.0
26-Aug	1	1.007		0.750	9.175	3.080	28.913		0.151	0.033	0.083	0.278	60	559.8	0.0	2.3	37.1	9.1	172.9	0.0
26-Aug	15	1.000		0.730	1.998	0.490	7.133					0.000	60	2999.7	0.0	13.4	170.4	57.3	700.8	0.0
26-Aug	05	2.006		1.422	17.904	6.199	54.100					0.000	60	6017.1	0.0	25.4	332.5	115.3	1311.2	0.0
22-Aug	15	0.732		0.603	6.933	2.017	19.457		0.041		0.024	0.146	55	2395.6	0.0	11.8	140.5	40.9	514.5	0.0
22-Aug	1	1.107		0.956	10.428	3.343	25.459					0.000	30	6642.6	0.0	34.1	387.3	124.4	1234.1	0.0
22-Aug	05	1.063		0.907	10.556	3.562	27.678					0.000	40	4782.2	0.0	24.3	294.1	99.4	1006.3	0.0
19-Aug	15	0.104		0.093	0.933	0.270	2.854		0.226	0.045	0.072	0.246	60	313.2	0.0	1.7	17.3	5.0	69.2	3.1
19-Aug	1	1.525		1.320	14.452	4.718	37.762					0.000	60	4573.3	0.0	23.6	268.4	87.8	915.2	0.0
19-Aug	05	0.804		0.695	7.337	2.579	22.647		0.048	0.165	0.274	0.742	60	2410.8	0.0	12.4	136.3	48.0	548.9	0.0
05-Aug	15	0.285		0.275	3.369	0.695	10.985					0.000	60	513.0	0.2	2.9	37.5	7.8	159.8	6.0
05-Aug	1	0.359		0.354	3.589	1.072	13.063					0.000	100	645.8	0.0	3.8	40.0	12.0	190.0	0.0
05-Aug	05	0.634		0.646	6.519	1.974	22.648		0.034	0.122	0.164	0.456	60	1902.9	0.0	11.5	121.1	36.7	548.9	0.0
01-Aug	15	0.189		0.163	2.275	0.556	6.872		0.218	0.034	0.583	0.034	60	454.2	0.3	2.5	28.0	7.3	129.6	4.9
01-Aug	1	0.812	0.056	0.751	8.431	2.409	27.604					0.000	50	3348.7	1.8	17.7	202.9	63.7	832.4	0.0
01-Aug	05	1.395	0.054	1.270	14.408	4.096	43.749					0.000	60	565.5	0.0	2.9	42.2	10.3	166.6	5.3
29-Jul	15	0.070	0.009	0.073	0.916	0.176	3.030		0.178	0.019	0.413	0.252	60	2434.5	1.0	13.4	156.6	44.8	669.1	0.0
29-Jul	1	1.148	0.151	1.219	12.269	3.212	35.771					0.000	60	4185.3	1.0	22.7	267.6	76.2	1060.4	0.0
29-Jul	05	0.735	0.145	0.840	9.545	2.710	21.594					0.000	50	253.1	0.2	1.6	20.4	3.9	88.1	5.2
25-Jul	15	0.127	0.015	0.117	1.327	0.308	5.014		0.175	0.014	0.283	0.090	60	2646.0	3.2	18.0	212.7	60.5	628.1	0.0
25-Jul	1	0.355	0.037	0.376	3.892	1.183	12.877					0.000	50	456.8	0.3	2.5	29.6	6.9	145.8	5.1
25-Jul	05	1.010	0.065	0.919	11.070	3.344	27.951					0.000	50	3634.6	1.4	19.7	246.7	74.7	813.0	0.0
22-Jul	15	0.151	0.015	0.138	1.509	0.390	5.346		0.201	0.011	0.281	0.097	60	454.2	0.3	2.5	28.0	7.3	129.6	4.9
22-Jul	1	0.930	0.081	0.820	9.104	2.854	28.620					0.000	50	3880.1	1.7	21.0	243.2	74.3	944.3	0.0
22-Jul	05	1.078	0.077	0.984	10.915	3.328	32.466					0.000	50	3945.5	1.3	22.7	248.0	50.0	998.2	0.0
18-Jul	15	0.130	0.015	0.147	1.700	0.314	6.033		0.374	0.023	0.443	0.281	60	390.3	0.3	3.0	33.5	5.8	146.2	9.1
18-Jul	1	0.765	0.078	0.729	7.782	2.303	24.125					0.000	26	5294.1	3.3	30.0	333.5	98.9	1349.4	0.0
18-Jul	05	1.222	0.152	1.275	12.882	3.509	44.235					0.000	60	3666.9	2.8	22.8	239.3	65.3	1072.2	0.0
15-Jul	15	0.032		0.031	0.375	0.110	1.375		0.469	0.051	0.519	0.314	60	96.6	0.0	0.5	7.0	2.0	33.3	11.4
15-Jul	1	0.139	0.030	0.160	1.376	0.361	5.823					1.693	60	415.8	0.5	2.9	25.6	6.7	141.1	0.0
15-Jul	05	0.374	0.065	0.484	3.974	0.950	5.4861					0.000	60	1121.1	1.2	8.6	73.8	17.7	360.2	0.0
11-Jul	15	0.132	0.015	0.166	1.761	0.289	5.288		0.290	0.025	0.407	0.113	60	394.5	0.3	3.0	32.7	5.4	128.2	7.0
11-Jul	1	0.527	0.033	0.594	6.232	1.254	19.220					0.000	28	3387.9	1.3	22.7	248.0	50.0	998.2	0.0
08-Jul	15	0.024	0.015	0.052	1.514	0.269	38.632					0.000	60	2921.1	3.7	22.6	213.8	42.2	936.3	0.0
08-Jul	1	0.312	0.071	0.477	4.050	0.787	13.054		0.099	0.146	0.279	0.455	65	67.0	0.3	0.8	9.1	1.4	30.9	21.2
08-Jul	05	0.332	0.086	0.508	3.897	0.743	13.979					0.000	60	935.1	1.3	8.5	75.2	14.6	316.4	0.0
04-Jul	15	0.099	0.058	0.164	1.183	0.233	4.740		0.358			0.085	60	996.0	1.6	9.1	72.4	13.8	338.8	0.0
04-Jul	1	0.216	0.197	0.407	2.481	0.539	10.001					0.000	60	296.1	1.1	2.9	22.0	4.3	114.9	8.7
04-Jul	05	0.505	0.293	0.801	5.250	1.272	20.453					0.000	60	647.1	3.6	7.3	46.1	10.0	242.4	0.0
01-Jul	15	0.065	0.042	0.072	0.867	0.118	2.490		2.683	0.118	2.039	0.418	60	193.5	0.8	1.3	16.1	2.2	60.3	65.0
01-Jul	1	0.308	0.111	0.474	3.038	0.833	10.268					0.844	60	925.2	3.9	8.5	56.4	15.5	248.9	0.0
01-Jul	05	0.327	0.067	0.404	3.863	0.994	11.676					0.000	60	979.5	1.2	7.2	71.7	18.5	283.0	0.0
24-Jun	15	0.081	0.130	0.165	0.965	0.196	4.166		2.904	0.092	0.333	0.709	60	146.2	1.4	1.8	10.8	2.2	60.6	42.2
24-Jun	1	0.289	0.412	0.673	3.022	0.813	14.343					0.000	60	866.1	7.5	12.0	56.1	15.1	347.6	0.0
24-Jun	05	0.168	0.117	0.271	1.810	0.557	5.597					0.000	60	504.0	2.1	4.8	33.6	10.4	208.4	0.0
22-Jun	15	0.031	0.053	0.087	0.476	0.073	2.556		1.014	0.084	1.007	0.113	60	112.0	1.2	1.9	10.6	1.6	74.4	29.5
22-Jun	1	0.172	0.066	0.394	2.037	0.463	9.085					0.000	50	617.4	4.5	8.4	45.4	10.3	264.2	0.0
22-Jun	05	0.114	0.150	0.263	1.298	0.338	6.652					0.000	50	410.8	3.3	5.6	28.9	7.5	193.5	0.0
17-Jun	15	0.051	0.024	0.079	0.761	0.103	2.797		1.330	0.099	1.511	0.099	100	91.6	0.3	0.8	8.5	1.2	40.7	19.3
17-Jun	1	0.235	0.106	0.351	2.516	0.551	12.062					0.000	100	422.6	1.2	3.8	28.0	6.2	175.4	0.0
17-Jun	05	0.158	0.024	0.186	1.767	0.411														

Vedlegg 4 Resultater fra HPLC analysen

Dato	Dybde	Heteroxanth	Fucoxanthi	Violaxanthin	Diadinoxanthi	Alloxanthin	Klorofyll	Bakterioklorofyll
	m	[mAU/L]				[µg/L]		
16-Sep	1,5	301,3	0,0	1,2	16,2	7,1	93,9	0,0
16-Sep	1	348,1	0,0	1,7	18,1	7,4	92,4	0,0
16-Sep	0,5	324,2	0,0	1,5	16,8	7,0	71,8	0,0
12-Sep	1,5	943,2	0,0	3,8	56,3	24,9	281,2	0,0
12-Sep	1	1274,6	0,0	5,3	71,9	32,6	362,4	0,0
12-Sep	0,5	514,1	0,0	2,3	31,6	14,7	166,2	0,0
09-Sep	1,5	1354,5	0,0	5,7	81,3	34,2	379,7	0,0
09-Sep	1	889,8	0,0	4,4	59,4	25,2	281,7	0,0
09-Sep	0,5	914,4	0,0	4,1	54,3	22,5	242,2	0,0
05-Sep	1,5	1295,4	0,0	5,6	77,9	30,7	367,4	0,0
05-Sep	1	1534,2	0,0	6,2	82,1	33,0	398,4	0,0
05-Sep	0,5	1878,6	0,0	8,3	109,8	41,7	504,5	0,0
02-Sep	1,5	1227,0	0,0	5,1	75,8	27,6	351,1	0,0
02-Sep	1	1001,3	0,0	4,4	63,0	23,0	282,4	0,0
02-Sep	0,5	793,5	0,0	3,9	52,5	19,2	251,5	0,0
30-Aug	1,5	884,4	0,0	3,8	51,1	14,6	274,3	0,0
30-Aug	1	1770,9	0,0	8,3	107,7	36,8	470,5	0,0
30-Aug	0,5	1747,5	0,0	8,3	105,6	34,3	485,8	0,0
26-Aug	1,5	559,8	0,0	2,3	37,1	9,1	172,9	0,0
26-Aug	1	2999,7	0,0	13,4	170,4	57,3	700,8	0,0
26-Aug	0,5	6017,1	0,0	25,4	332,5	115,3	1311,2	0,0
22-Aug	1,5	2395,6	0,0	11,8	140,5	40,9	514,5	0,0
22-Aug	1	6642,6	0,0	34,1	387,3	124,4	1234,1	0,0
22-Aug	0,5	4782,2	0,0	24,3	294,1	99,4	1006,3	0,0
19-Aug	1,5	313,2	0,0	1,7	17,3	5,0	69,2	3,1
19-Aug	1	4575,3	0,0	23,6	268,4	87,8	915,2	0,0
19-Aug	0,5	2410,8	0,0	12,4	136,3	48,0	548,9	0,0
05-Aug	1,5	513,0	0,2	2,9	37,5	7,8	159,8	6,0
05-Aug	1	645,8	0,0	3,8	40,0	12,0	190,0	0,0
05-Aug	0,5	1902,9	0,0	11,5	121,1	36,7	548,9	0,0
01-Aug	1,5	565,5	0,0	2,9	42,2	10,3	166,6	5,3
01-Aug	1	2434,5	1,0	13,4	156,6	44,8	669,1	0,0
01-Aug	0,5	4185,3	1,0	22,7	267,6	76,2	1060,4	0,0
29-Jul	1,5	253,1	0,2	1,6	20,4	3,9	88,1	5,2
29-Jul	1	4132,1	3,3	26,1	273,4	71,7	1040,4	0,0
29-Jul	0,5	2646,0	3,2	18,0	212,7	60,5	628,1	0,0
25-Jul	1,5	456,8	0,3	2,5	29,6	6,9	145,8	5,1
25-Jul	1	1276,9	0,8	8,1	86,7	26,4	374,5	0,0
25-Jul	0,5	3634,6	1,4	19,7	246,7	74,7	813,0	0,0
22-Jul	1,5	454,2	0,3	2,5	28,0	7,3	129,6	4,9
22-Jul	1	3348,7	1,8	17,7	202,9	63,7	832,4	0,0
22-Jul	0,5	3880,1	1,7	21,0	243,2	74,3	944,3	0,0
18-Jul	1,5	390,3	0,3	2,6	31,6	5,8	146,2	9,1
18-Jul	1	5294,1	3,3	30,0	333,5	98,9	1349,4	0,0
18-Jul	0,5	3666,9	2,8	22,8	239,3	65,3	1072,2	0,0
15-Jul	1,5	96,6	0,0	0,5	7,0	2,0	33,3	11,4
15-Jul	1	415,8	0,5	2,9	25,6	6,7	141,1	0,0
15-Jul	0,5	1121,1	1,2	8,6	73,8	17,7	360,2	0,0
11-Jul	1,5	394,5	0,3	3,0	32,7	5,4	128,2	7,0
11-Jul	1	3387,9	1,3	22,7	248,0	50,0	998,2	0,0
11-Jul	0,5	2921,1	3,7	22,6	213,8	42,2	936,3	0,0
08-Jul	1,5	67,0	0,3	0,8	9,1	1,4	30,9	21,2
08-Jul	1	935,1	1,3	8,5	75,2	14,6	316,4	0,0
08-Jul	0,5	996,0	1,6	9,1	72,4	13,8	338,8	0,0
04-Jul	1,5	296,1	1,1	2,9	22,0	4,3	114,9	8,7
04-Jul	1	647,1	3,6	7,3	46,1	10,0	242,4	0,0
04-Jul	0,5	1516,2	5,4	14,3	97,5	23,7	495,7	0,0
01-Jul	1,5	193,5	0,8	1,3	16,1	2,2	60,3	65,0
01-Jul	1	925,2	3,9	8,5	56,4	15,5	248,9	0,0
01-Jul	0,5	979,5	1,2	7,2	71,7	18,5	283,0	0,0
24-Jun	1,5	146,2	1,4	1,8	10,8	2,2	60,6	42,2
24-Jun	1	866,1	7,5	12,0	56,1	15,1	347,6	0,0
24-Jun	0,5	504,0	2,1	4,8	33,6	10,4	208,4	0,0
22-Jun	1,5	112,0	1,2	1,9	10,6	1,6	74,4	29,5
22-Jun	1	617,4	4,5	8,4	45,4	10,3	264,2	0,0
22-Jun	0,5	410,8	3,3	5,6	28,9	7,5	193,5	0,0
17-Jun	1,5	91,6	0,3	0,8	8,5	1,2	40,7	19,3
17-Jun	1	422,6	1,2	3,8	28,0	6,2	175,4	0,0
17-Jun	0,5	284,6	0,3	2,0	19,7	4,6	115,9	0,0
10-Jun	1,5	34,7	0,3	0,6	3,9	0,9	25,8	14,1
10-Jun	1	119,5	0,6	1,5	7,8	2,2	61,2	0,0
10-Jun	0,5	161,3	1,7	2,4	10,4	2,6	87,9	0,0
04-Jun	1,5	0,0	0,8	0,4	1,2	0,9	17,7	1,6
04-Jun	1	0,0	0,8	2,6	1,2	1,6	31,3	0,0
04-Jun	0,5	0,0	1,5	0,3	2,7	1,4	25,8	0,0
24-May	1,5	0,0	0,0	0,0	0,6	28,8	131,6	1,2
24-May	1	0,0	0,6	0,0	0,3	4,4	21,6	0,0
24-May	0,5	0,0	0,8	0,2	0,2	2,2	11,9	0,0

Vedlegg 5 Resultater fra ICP-MS analysen

166-2022			vann	ICP-MS		
10.11.2022						
LOD		0,020815	0,00039	0,008131	0,000503	0,002298
LOQ		0,069382	0,001301	0,027104	0,001678	0,007659
		Mn	Fe	Cu	Cd	Pb
sample name		µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Blank		<LD	<LD	<LD	<LD	<0,0077
Blank		<LD	<LD	<LD	<LD	<0,0077
Blank		<LD	<LD	<LD	<LD	<0,0077
1	23/05/2022	69	0,89	0,98	0,014	0,29
2	23/05/2022	85	0,91	1,0	0,011	0,30
3	23/05/2022	290	3,0	1,2	0,023	0,45
4	04/06/2022	87	1,0	1	0,012	0,29
5	04/06/2022	160	1,2	1,5	0,022	0,33
6	04/06/2022	190	2,0	1,2	0,017	0,38
7	10/06/2022	97	1,2	1,0	0,015	0,37
8	10/06/2022	140	1,2	1,1	0,018	0,39
9	10/06/2022	270	2,8	1,0	0,022	0,47
10	17/06/2022	74	1,1	1,0	0,014	0,38
11	17/06/2022	92	1,2	0,92	0,016	0,38
12	17/06/2022	300	3,7	1,0	0,017	0,51
13	24/06/2022	88	1,2	0,82	0,012	0,38
14	24/06/2022	92	1,2	0,83	0,011	0,39
15	24/06/2022	290	3,5	0,96	0,014	0,51
16	01/07/2022	59	1,2	0,99	0,016	0,44
17	01/07/2022	120	1,3	1,0	0,015	0,44
18	01/07/2022	410	4,7	1,2	0,024	0,57
19	08/07/2022	73	1,2	1,7	0,022	0,48
20	08/07/2022	86	1,2	1,6	0,020	0,50
21	08/07/2022	300	3,9	3,0	0,053	1,1
22	15/07/2022	98	1,3	1,4	0,019	0,49
23	15/07/2022	94	1,2	1,2	0,020	0,48
24	15/07/2022	290	3,7	2,0	0,036	0,81
25	22/07/2022	92	1,2	1,4	0,023	0,45
26	22/07/2022	140	1,2	1,1	0,030	0,43
27	22/07/2022	320	4,3	1,4	0,028	0,70
28	29/07/2022	75	1,1	1,0	0,025	0,39
29	29/07/2022	83	1,1	0,95	0,017	0,39
30	29/07/2022	340	4,6	1,2	0,024	0,64
31	05/08/2022	95	1,1	0,68	0,012	0,36
32	05/08/2022	140	1,7	0,67	0,013	0,41
33	05/08/2022	290	4,1	0,89	0,019	0,51
34	22/08/2022	100	1,0	0,93	0,011	0,39
35	22/08/2022	130	1,3	1,3	0,015	0,47
36	22/08/2022	280	4,4	2,7	0,038	1,1
37	30/08/2022	120	1,0	1,3	0,051	0,32
38	30/08/2022	140	1,3	1,2	0,034	0,36
39	30/08/2022	310	5,4	1,6	0,031	0,70
40	05/09/2022	140	1,7	0,91	0,020	0,33
41	05/09/2022	130	1,6	0,92	0,012	0,32
42	05/09/2022	120	1,6	0,93	0,022	0,32
43	12/09/2022	180	2,0	0,72	0,014	0,31
44	12/09/2022	180	2,0	0,77	0,016	0,31
45	12/09/2022	190	2,2	0,71	0,012	0,31
16435		36	0,094	21	5,7	18

Vedlegg 6 Sammensatt datafil med ulike parametrene brukt til PCA-analyse

Dato	Dybde	Temp	pH	redoks	DOC	O2	Heteroxanthin	Klorofyll a	Bakterieklorofyll	Mn	Fe	Cu	Cd	Pb
24/05/2022	0,65	14,50430556	7,056155754	122,922123	12,75	246,8974415	0,0	11,9	0,0	69	890	0,98	0,014	0,29
03/06/2022	0,65	14,39848958	6,955503472	108,0810764	12,69	181,8980454	0,0	25,8	0,0	87	1000,0	1	0,012	0,29
10/06/2022	0,65	16,73965521	7,128629167	134,1029583	15,46	153,5950993	161,3	87,9	0,0	97	1200	1,0	0,015	0,37
17/06/2022	0,65	18,47648932	7,488560897	167,5282585	15,25	351,9963431	284,6	115,9	0,0	74	1100	1,0	0,014	0,38
22/06/2022	0,65	17,94596726	7,497207341	166,033175	14,99	272,3990755	410,8	193,5	0,0					
24/06/2022	0,65	18,90690171	7,599951923	159,4953526	16,24	296,7934628	504,0	208,4	0,0	88	1200	0,82	0,012	0,38
01/07/2022	0,65	20,17916667	7,359661458	179,7301042	17,48	254,4036207	979,5	283,0	0,0	59	1200	0,99	0,016	0,44
04/07/2022	0,65	17,87816346	7,287178419	215,1672329	17,15	254,4829459	1516,2	495,7	0,0					
08/07/2022	0,65	17,7317735	7,468632479	198,6063568	18,37	341,2955546	996,0	338,8	0,0	73	1200	1,7	0,022	0,48
11/07/2022	0,65	17,14366146	7,2990625	187,5135938	22,27	383,968542	2921,1	936,3	0,0					
15/07/2022	0,65	16,93423958	7,343958333	185,0613542	20,55	319,6854459	1121,1	360,2	0,0	98	1300	1,4	0,019	0,49
18/07/2022	0,65	17,63182292	7,414109375	172,6626563	23,03	251,1523798	3666,9	1072,2	0,0					
22/07/2022	0,65	18,53829167	7,266286458	167,7460938	22,52	130,0859337	3880,1	944,3	0,0	92	1200	1,4	0,023	0,45
25/07/2022	0,65	17,42723069	7,253958333	178,707063	23,82	150,4335946	3634,6	813,0	0,0					
29/07/2022	0,65	17,97422396	7,384427083	178,2673438	23,33	219,1313596	2646,0	628,1	0,0	75	1100	1,0	0,025	0,39
01/08/2022	0,65	18,41454688	7,30875	183,9973958	24,69	141,3473533	4185,3	1060,4	0,0					
22/08/2022	0,65	16,8071628	6,992099359	203,5303686	24,80	256,0353949	4782,2	1006,3	0,0	100	1000,0	0,93	0,011	0,39
26/08/2022	0,65	16,35433226	6,916111111	194,6542201	24,95	221,8862404	6017,1	1311,2	0,0					
30/08/2022	0,65	15,66560855	7,013591009	197,7815241	21,29	254,8837532	1747,5	485,8	0,0	120	1000,0	1,3	0,051	0,32
02/09/2022	0,65	14,04844551	6,877777778	213,2939103	19,27	212,5368568	799,5	251,5	0,0					
05/09/2022	0,65	13,5821047	6,856260684	226,131731	20,93	149,6220635	1878,6	504,5	0,0	140	1700	0,91	0,020	0,33
09/09/2022	0,65	13,03284539	6,847686404	238,7301535	19,91	125,6698743	914,4	242,2	0,0					
12/09/2022	0,65	12,77855769	6,825379274	215,6475962	19,81	73,57468169	514,1	166,2	0,0	180	2000,0	0,72	0,014	0,31
16/09/2022	0,65	12,53055556	6,804583333	296,8432158		64,32576152	324,2	71,8	0,0					
24/05/2022	1	13,11949593	6,892565041	178,2572358	12,44	76,80219682	0,0	21,6	0,0	85	910	1,0	0,011	0,30
03/06/2022	1	13,13825	6,932319444	143,8608333	14,01	66,86927716	0,0	31,3	0,0	160	1200	1,5	0,022	0,33
10/06/2022	1	14,65303333	6,884195833	159,6270417	14,95	22,44275863	119,5	61,2	0,0	140	1200	1,1	0,018	0,39
17/06/2022	1	15,7517949	7,14565812	219,7117521	16,28	140,1045385	422,6	175,4	0,0	92	1200	0,92	0,016	0,38
22/06/2022	1	16,16730159	7,083214286	221,2731746	17,44	70,916902	617,4	264,2	0,0					
24/06/2022	1	16,51978333	7,115370833	225,8480417	17,44	92,75836745	866,1	347,6	0,0	92	1200	0,83	0,011	0,39
01/07/2022	1	17,60867917	6,971966667	220,5274167	18,59	64,27180016	925,2	248,9	0,0	120	1300	1,0	0,015	0,44
04/07/2022	1	16,22130769	6,836992308	278,2052137	16,38	69,56133512	647,1	242,4	0,0					
08/07/2022	1	16,20279583	6,804620833	262,9932083	19,29	43,24015334	935,1	316,4	0,0	86	1200	1,6	0,020	0,50
11/07/2022	1	16,30667083	6,974525	242,9931667	23,29	127,8993094	3387,9	998,2	0,0					
15/07/2022	1	16,26745783	6,982575	236,5040833	18,47	134,8944498	415,8	141,1	0,0	94	1200	1,2	0,020	0,48
18/07/2022	1	16,45661789	6,947520325	212,4363821	24,21	51,92337057	5294,1	1349,4	0,0					
22/07/2022	1	17,0107094	6,881291667	183,8297083	21,68	36,76364886	3348,7	832,4	0,0	140	1200	1,1	0,030	0,43
25/07/2022	1	16,55135366	6,939369919	192,5135366	19,79	34,01668802	1276,9	374,5	0,0					
29/07/2022	1	16,66050427	7,000752137	215,1269658	27,15	52,37743808	4132,1	1040,4	0,0	83	1100	0,95	0,017	0,39
01/08/2022	1	16,92881667	6,900108333	196,854167	22,31	21,33985958	2434,5	669,1	0,0					
22/08/2022	1	16,4894872	6,907198718	242,6609615	23,65	149,8925047	6642,6	1234,1	0,0	130	1300	1,3	0,015	0,47
26/08/2022	1	15,8827735	6,78225641	217,3685043	22,90	65,83766106	2999,7	700,8	0,0					
30/08/2022	1	15,34964035	6,954280702	230,3635088	21,47	165,0658765	1770,9	470,5	0,0	140	1300	1,2	0,034	0,36
02/09/2022	1	13,9336453	6,90284188	241,5730769	20,33	177,7470076	1001,3	282,4	0,0					
05/09/2022	1	13,48435043	6,857162393	258,4767949	20,86	123,5133416	1534,2	398,4	0,0	130	1600	0,92	0,012	0,32
09/09/2022	1	12,88042105	6,794710526	272,3697807	20,57	66,59953189	889,8	281,7	0,0					
12/09/2022	1	12,67320513	6,812363248	241,9844444	20,26	52,29957774	1274,6	362,4	0,0	180	2000,0	0,77	0,016	0,31
16/09/2022	1	12,41932018	6,790565789	317,8286842		41,57024096	348,1	92,4	0,0					
24/05/2022	1,45	10,53090278	6,647781085	119,2113426	16,99	15,67126932	0,0	131,6	1,2	290	3000,0	1,2	0,023	0,45
03/06/2022	1,45	10,01892094	6,760512821	78,63023504	14,29	12,18320658	0,0	17,7	1,6	190	2000,0	1,2	0,017	0,38
10/06/2022	1,45	11,56033333	6,663211806	114,693125	14,42	8,04300308	34,7	25,8	14,1	270	2800	1,0	0,022	0,47
17/06/2022	1,45	12,09431624	6,550302707	200,9511396	14,50	15,9722762	91,6	40,7	19,3	300	3700	1,0	0,017	0,51
22/06/2022	1,45	12,65130622	6,528779762	203,4921958	14,12	11,29427242	112,0	74,4	29,5					
24/06/2022	1,45	12,80237892	6,471185897	211,8190883	14,50	11,71822588	146,2	60,6	42,2	290	3500	0,96	0,014	0,51
01/07/2022	1,45	13,57758889	6,462182639	216,511	14,28	14,74529586	193,5	60,3	65,0	410	4700	1,2	0,024	0,57
04/07/2022	1,45	14,45053561	6,536549858	301,4335541	17,54	24,94264199	296,1	114,9	8,7					
08/07/2022	1,45	13,92747917	6,475915972	223,9284375	17,66	12,28970697	67,0	30,9	21,2	300	3900	3,0	0,053	1,1
11/07/2022	1,45	14,06098403	6,56754375	212,7132708	18,75	16,45531024	394,5	128,2	7,0					
15/07/2022	1,45	14,00727986	6,551205556	185,2899583	18,21	18,01054547	96,6	33,3	11,4	290	3700	2,0	0,036	0,81
18/07/2022	1,45	13,96636992	6,511070461	168,9738347	18,29	9,6534182	390,3	146,2	9,1					
22/07/2022	1,45	14,01468661	6,46537963	144,1889031	18,92	9,194909848	456,8	129,6	4,9	320	4300	1,4	0,028	0,70
25/07/2022	1,45	14,20634097	6,5110375	141,9123889	18,75	8,987563847	456,8	145,8	5,1					
29/07/2022	1,45	14,31078348	6,473547009	174,0576353	18,29	12,14855005	565,5	88,1	5,2	340	4600	1,2	0,024	0,64
01/08/2022	1,45	14,38770903	6,423922222	161,3808403	18,51	10,27011261	565,5	166,6	5,3					
22/08/2022	1,45	15,02998889	6,447433333	224,9962222	21,54	42,39212336	2395,6	514,5	0,0	280	4400	2,7	0,038	1,1
26/08/2022	1,45	14,80584544	6,504693732	186,9865028	19,22	20,72625311	559,8	172,9	0,0					
30/08/2022	1,45	14,5401155	6,546185673	205,0492909	19,87	56,87643474	884,4	274,3	0,0	310	5400	1,6	0,031	0,70
02/09/2022	1,45	13,74294872	6,707711538	239,8060613	20,06	97,61696613	1227,0	351,1	0,0					
05/09/2022	1,45	13,35805409	6,737550439	264,2385673	20,39	80,91524333	1295,4	367,4	0,0	120	1600	0,93	0,022	0,32
09/09/2022	1,45	12,7045636	6,622587719	261,0287719	20,91	25,68983333	1354,5	379,7	0,0					
12/09/2022	1,45	12,55087061	6,71375	227,9811842	20,13	25,58822196	943,2	281,2	0,0					
16/09/2022	1,45	12,25167398	6,761339912	305,3215643		20,0464278	301,3	93,9	0,0	190	2200	0,71	0,012	0,31



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway