



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Effekter av veisalt på sjiktningsforhold og fordeling av næringsstoffer i innsjøen Søndre Brutjern

Effects of road salt on stratification and distribution
of nutrients in Lake Søndre Brutjern

Tiril Konsmo Barland

Miljø og naturressurser

Forord

Med denne oppgaven fullfører jeg masterstudiet mitt i Miljø og naturressurser ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven tilsvarer 60 studiepoeng og hører til Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA). Statens vegvesen har støttet oppgaven økonomisk, og jeg vil gjerne takke for at de har gjort prosjektet mulig.

Det er flere personer jeg ønsker å takke for god støtte underveis. Først og fremst vil jeg takke mine to hovedveiledere Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack, som har bidratt med planlegging, feltarbeid og skriving av oppgaven. Takk til biveilederne mine Lene Heier Sørli og Kjersti Jeanette Wike Kronvall fra Statens vegvesen, for deres bidrag med innhenting av informasjon. Takk til avdelingsingeniør ved jord- og vannlaboratoriet på NMBU Pia Frostad, som bisto i feltarbeidet samt analyseringen i laboratoriet, og studentambassadør for Geodata ved NMBU Vebjørn Nordhagen, som bisto med å lage dybdekart og konduktivitetkart.

I tillegg vil jeg takke min prosjektmedarbeider Eirik Fredheim for gode samtaler, avgjørende hjelp under feltarbeid og støtte i skriveperioden. Jeg vil også spesielt takke min far, Kjetil Barland, for gode faglige diskusjoner, gjennomlesning og støttende tilbakemeldinger.

Til slutt vil jeg takke alle venner og ansatte på NMBU som har bidratt til 6 flotte år i Ås.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Skien, 8. mai 2020

Tiril Konsmo Barland

Sammendrag

Veisalt anvendes som avisningsmiddel på veier om vinteren for å forhindre at snø og is fryser på veibanen. Saltholdig avrenningsvann fra veioverflater kan medføre forringelse av økologisk og kjemisk tilstand i mottagende resipienter. Dersom det akkumuleres saltholdig (ionerikt) bunnvann i en innsjø kan det dannes en permanent kjemisk tetthetsgradient mot øvre vannlag. Tetthetsgradienten hindrer vertikal blanding av vannmassene og påvirker dermed vannkvaliteten med påfølgende effekter på biota. Denne studien undersøkte påvirkningen fra veisaltavrenning på en humøs innsjø (Søndre Brutjern) i Viken. Innsjøen har tidligere blitt klassifisert som sterkt påvirket av veisalt grunnet avrenning fra FV128 (tidligere E18), med tydelig kloridgradient samt anoksiske forhold i bunnvannet.

Målet med denne studien var å avklare (1) sjiktningforholdene i innsjøen, og (2) om permanent kjemisk sjiktning har medført akkumulering av næringsstoffene fosfat og ammonium i bunnvannet. Undersøkelsene ble utført i perioden januar til august 2019. Det ble gjennomført kontinuerlig logging av temperatur og konduktivitet, samt vannprøvetaking og *in situ* målinger i hele vannsøylen ved det dypeste punktet i det søndre innsjøbassenget.

Vannsøylen var kjemisk sjiktet gjennom undersøkelsesperioden med forhøyede nivåer av klorid, farge, jern, mangan, total fosfor, total nitrogen og ammonium i bunnvannet. Anoksiske forhold i bunnvannet vedvarte hele prøveperioden. Sjiktningen skyldes med stor sannsynlighet veisaltavrenning fra den nye E18, da kloridnivåene var vesentlig høyere enn det som ble målt før den nye traséen ble etablert. I løpet av vinteren og snøsmeltingsperioden på våren økte konduktivitets- og kloridnivåene markant i bunnvannet. Det så ut til å ligge et grensesjikt (kjemoklin) ved 7 meter som vedvarte hele perioden. Det var noe akkumulering av ammonium i bunnvannet, men tilnærmet ikke målbare nivåer av fosfat i vannsøylen. De relativt lave konsentrasjonene av næringsstoffer, både totalt og løselig, skyldes trolig nedbørfeltets begrensede størrelse, samt sparsom alløktion tilførsel. Nedbrytningen av organisk materiale, med påfølgende frigjøring av biotilgjengelige næringsstoffer, begrenses trolig av anoksiske forhold i store deler av vannsøylen. Det var svært lave konsentrasjoner av klorofyll *a*, og fytoplankton antas å være begrenset av dårlige lysforhold, manglende næringsstoffer samt forhøyede nivåer av klorid.

Undersøkelsen viser at tilførsel av veisaltholdig avrenningsvann har medført at innsjøen har blitt meromiktisk, med manglende vår- og (antagelig) høstsirkulasjon. På bakgrunn av den markante økningen av klorid sammenlignet med tidligere målinger antas det at kloridnivåene vil fortsette å øke så lenge det anvendes veisalt på E18, med mindre det gjennomføres tiltak for å redusere/stanse veiavrenningen fra å nå innsjøen.

Summary

Road salt is used as a de-icing agent on roads in winter to prevent snow and ice from setting. Saline runoff water from road surfaces can cause deterioration of ecological and chemical status in receiving recipients. If saline (ion-rich) water accumulates at the bottom of a lake, a permanent chemical density gradient towards the upper water layer can be formed. The density gradient prevents vertical mixing of the water masses and thus affects the water quality with subsequent effects on biota. This study investigated the impact of road salt runoff on a humic lake (Søndre Brutjern) located in southeast Norway. The lake has previously been classified as strongly influenced by road salt due to runoff from FV128 (former E18), with a clear chloride gradient as well as persistent anoxic conditions in the bottom waters.

The aim of this study was to (1) determine the lake stratification regime, and (2) decide whether permanent chemical stratification have caused accumulation of the nutrients phosphate and ammonium in the bottom waters. The surveys were conducted during the period January to August 2019. Continuous logging of temperature and conductivity, as well as water sampling and *in situ* measurements throughout the water column, were carried out at the deepest point in the southern lake pool.

The water column was chemically stratified throughout the study period with elevated levels of chloride, color, iron, manganese, total phosphorus, total nitrogen and ammonium in the bottom water. Bottom water anoxia was persistent throughout the entire sampling period. The stratification is most likely caused by road salt runoff from the new E18, as chloride levels were significantly higher than those measured before the new road alignment was established. During the winter and the snowmelt period in the spring, the conductivity and chloride levels increased significantly in the bottom water. There appeared to be a boundary layer (chemocline) at 7 meters that persisted throughout the sampling period. There was some accumulation of ammonium in the bottom water, but almost no measurable levels of phosphate in the water column. The relatively low concentrations of nutrients, both total and soluble, is probably due to the limited size of the catchment area, as well as sparse allochthonous supply. Degradation of organic matter, with subsequent release of bioavailable nutrients, is likely limited by persistent anoxic conditions in large parts of the water column. There were very low concentrations of chlorophyll *a*, and phytoplankton is believed to be limited by poor light conditions, low concentrations of nutrients, and elevated levels of chloride.

The study demonstrate that road salt input has caused the lake to become meromictic, with a complete lack of spring and (presumably) fall turnover. Based on the significant increase in chloride compared to previous measurements, it is assumed that chloride levels will continue to increase as long as road salt is used on E18, unless measures are taken to reduce/stop the road runoff from reaching the lake.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	II
Summary	III
1. Innledning	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Formål og problemstillinger	4
1.3 Oppgavens struktur	7
2. Teoretisk bakgrunn	8
2.1 Veisalts effekt på sjiktning og sirkulasjon i innsjøer	8
2.2 Biogeokjemiske prosesser i meromiktiske innsjøer	10
3. Områdebeskrivelse og påvirkningsfaktorer	14
3.1 Nedbørfeltet	15
3.2 Tidligere undersøkelser av Søndre Brutjerns vannkvalitet	17
4. Material og metode	20
4.1 Feltarbeid	20
4.1.1 Kartlegging av dybde og konduktivitet	20
4.1.2 Etablering av sensorkjede	21
4.1.3 Vannprøvetaking og <i>in situ</i> målinger	22
4.2 Fysiske og kjemiske analyser	23
4.2.1 Løst organisk karbon (DOC)	23
4.2.2 Farge	23
4.2.3 Klorid (Cl ⁻), nitrat (NO ₃ -N) og sulfat (SO ₄ -S)	24
4.2.4 Total fosfor (TP) og løst ortofosfat (PO ₄ -P)	24
4.2.5 Total nitrogen (TN)	24
4.2.6 Ammonium (NH ₄ -N)	25
4.2.7 Jern (Fe), mangan (Mn) og total svovel (S)	25

4.2.8 Klorofyll <i>a</i> (Chl <i>a</i>).....	25
4.3 Vær- og klimadata	26
4.4 Behandling av data	26
4.5 Statistiske analyser	27
4.5.1 Prinsippal komponent analyse (PCA)	27
4.5.2 T-test.....	29
5. Resultater	30
5.1 Værforhold for undersøkelsesområdet i prøvetakingsperioden.....	30
5.2 Dybdekart og konduktivitetskart	33
5.3 Kontinuerlig logging av temperatur og konduktivitet	35
5.4 Feltobservasjoner fra vannprøvetakingen.....	38
5.5 Isopletdiagrammer for målinger <i>in situ</i> og laboratorieanalyser.....	38
5.5.1 Temperatur, oksygen og pH	39
5.5.2 Konduktivitet og klorid	42
5.5.3 Farge, jern, mangan og løst organisk materiale.....	44
5.5.4 Total svovel og sulfat	47
5.5.5 Næringsstoffer	49
5.5.6 Klorofyll <i>a</i>	52
5.6 Prinsippal komponent analyse (PCA).....	52
6. Diskusjon	54
6.1 Sjiktningsforhold og veisaltpåvirkning	54
6.1.1 Sjiktningsforhold.....	54
6.1.2 Veisalttilførsel	55
6.1.3 Sjiktningens stabilitet	57
6.1.4 Endringer i oksygenforhold.....	59
6.1.5 Farge, løst organisk materiale, jern og mangan.....	60
6.2 Næringsstoffer	62

6.2.1 Nitrogen.....	62
6.2.2 Fosfor.....	63
6.2.3 Samlet næringsstatus	65
6.3 Fytoplankton.....	66
6.3.1 Lysforhold	66
6.3.2 Næringsstofforhold.....	67
6.3.3 Klorid.....	68
7. Konklusjon.....	69
8. Forslag til videre undersøkelser.....	72
9. Litteraturliste.....	73
10. Vedlegg.....	82

Liste over vedlegg:

Vedlegg 1: Løsmassekart for undersøkelsesområdet

Vedlegg 2: Berggrunnskart for undersøkelsesområdet

Vedlegg 3: Prinsipal komponent analyse (PCA) – Hele vannsøylen (0.5-11.5m)

Vedlegg 4: Samletabell av rådata

Vedlegg 5: Paret t-test

Vedlegg 6: Koordinater, maksimumsdyp og konduktivitet anvendt for dybde- og konduktivitetskart

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Vannforvaltningen i Norge har store utfordringer i arbeidet med å nå vanndirektivets mål innen 2021. Vanndirektivets mål er at tilstanden i alle naturlige forekomster av overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand (Vannforskriften, 2006, §4). Det er satt krav om at miljøforbedrende tiltak skal iverksettes dersom tilstanden er moderat eller dårligere (Vannforskriften, 2006). Miljøforbedrende tiltak er imidlertid krevende og kostbart, og det tar ofte lang tid før man kan se effekter av tiltakene. Hovedformålet med vanndirektivet er derfor å sikre beskyttelse av vannmiljøet. Helhetlig beskyttelse av vannmiljøet krever kartlegging og overvåkning av forurensningskilder. De sektorovergripende tiltaksprogrammene for alle vannregioner skal derfor omfatte «kontroll med, forebygging av, og om relevant, forbud mot utslipp fra punktkilder og diffuse kilder som kan forårsake forurensning i vann» (Vannforskriften, 2006, §25 bokstav f). Blant de diffuse forurensningskildene er avrenning fra vei.

Avrenning fra veioverflater og fra de nærmeste områdene omkring veier inneholder forurensninger fra kjøretøyene, veibanen, samt fra drift og vedlikehold av veiene (Meland, 2010). Forurensningene består i hovedsak av veisalt, metaller og organiske miljøgifter (Amundsen og Roseth, 2004; Bækken og Haugen, 2006; Paruch og Roseth, 2008a, 2008b; Meland, 2010). De viktigste forurensningskildene er forbrenningsprodukter fra drivstoff, slitasjeprodukter fra asfalt, bildekk og bildeler, avisningsprodukter som veisalt, trafikkuhell og tunnelvask (Andersen og Vethe, 1994; Paruch og Roseth, 2008a, 2008b; Meland, 2010). Omfanget av forurensning i de veinære vannforekomstene er avhengig av en rekke faktorer, som lengde på veistrekning i nedbørfeltet, trafikkmengde, type veidekke og saltforbruk (Haaland *mfl.*, 2012).

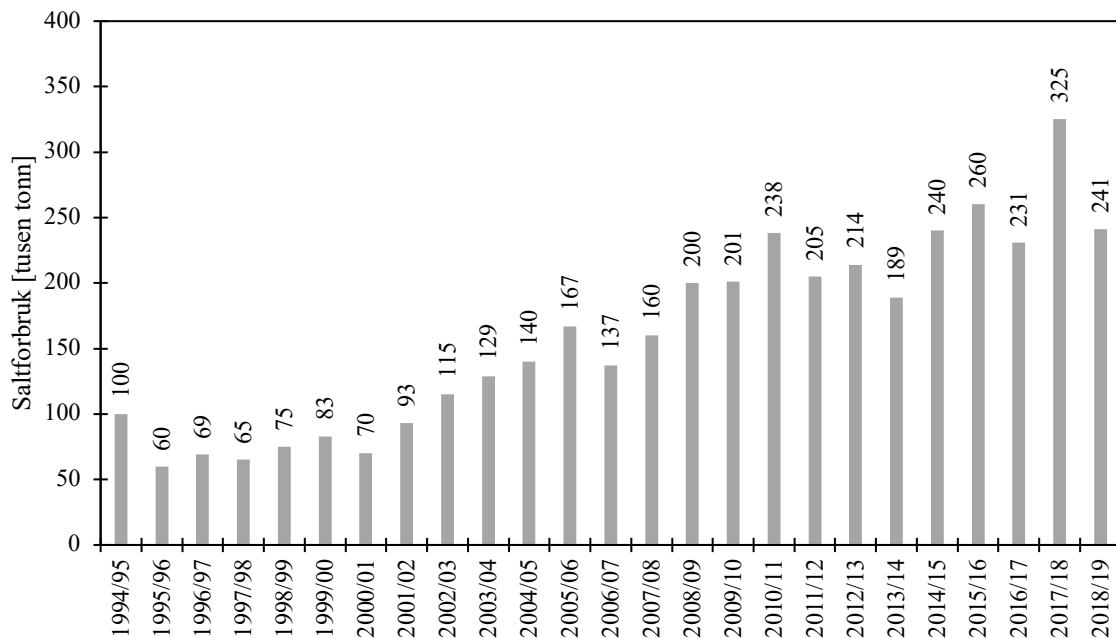
Størrelsen på Norges offentlige veinett har økt betydelig de siste 70 årene, og trafikkmengden har økt i takt med utbyggingen av veinettet (TØI, 2015; OFV, 2016). Som en følge av økende størrelse på det nasjonale veinettet og økt biltrafikk, har det blitt mer oppmerksomhet på miljøkonsekvenser som forårsakes av veiavrenning. Statens vegvesen og andre har i flere år overvåket forurensning i veinære innsjøer, med særlig fokus på metaller og veisalt.

Overvåkingen viser at omfanget av vannforekomster forurenset av vei er omfattende og

økende (Saunes *mfl.*, 2019). Denne utviklingen har skjedd til tross for strenge krav om risikovurderinger og forebyggende tiltak, samt innføring av etatsprogrammer som har som hensikt å redusere saltforbruket (SaltSMART) (Saunes *mfl.*, 2019). I denne oppgaven avgrenses forurensning fra veiavrenning til veisalt, nærmere bestemt natriumklorid (NaCl).

Salt benyttes på veier som avisningsmiddel for å forhindre at veibanen blir glatt på grunn av vann som fryser eller rim som legger seg på veibanen. Forbruket av veisalt i Norge tredoblet seg fra år 2000 til 2011 (Kronvall, 2013), og har siden fortsatt å øke (se Figur 1) (Wåhlin, 2019). I løpet av de siste 24 årene (1994/1995 - 2018/2019) har forbruket av veisalt i Norge økt med gjennomsnittlig 9453 tonn salt per år (Wåhlin, 2019). Ifølge Statens Vegvesen skyldes økningen en gradvis utvidelse av det saltede veinettets størrelse, samt en gradvis utvikling av at man anvender salt i såkalte overgangsperioder på veier som ikke saltet gjennom hele sesongen (Statens vegvesen, 2019). Økningen skyldes altså ikke kun økt forbruk per kilometer vei. Det økende saltforbruket har de siste årene medført økt offentlig bekymring for de påfølgende miljømessige konsekvensene.

**Totalt årlig saltforbruk på riks- og fylkesveier i Norge
(1994/1995 - 2018/2019)**



Figur 1: Det totale årlige forbruket av veisalt på riks- og fylkesveinettet i Norge fra vintersesongen 1994/1995 til 2018/2019 målt i tusen tonn. Lineær regresjon gir en gjennomsnittlig økning på 9453 tonn salt per år med R^2 lik 0.887. Tallene er hentet fra Wåhlin, J., 2019, s. 3.

Klorid er en god indikator for veisaltpåvirkning i vannforekomster fordi veisalt (NaCl) løses lett i vann, og siden kloridioner (Cl⁻) er svært mobile følger de i stor grad avrenningsvann til nærmeste resipient (Norrström og Bergstedt, 2001). Saltholdig avrenningsvann fortynnes når det renner ut i bekk, elv eller innsjø, men over lengre tid vil det kunne hope seg opp større mengder ioner i mottagende resipient (Haaland *mfl.*, 2012). Dette gjelder særlig der resipienten er en innsjø med lite volum og lang oppholdstid (Judd *mfl.*, 2005; Boehrer og Schultze, 2008). Den eneste innsjøen overvåket av Statens vegvesen med lang nok tidsperiode til å fastslå en langtidsutvikling over veisaltpåvirkning er Øvre Jerpetjern i Telemark. I denne innsjøen har kloridkonsentrasjonen i overflatevannet blitt målt årlig i 27 år (1990-2017). I Øvre Jerpetjern ble det i overflatevannet i 1990 målt 4.6 mg/L klorid, og frem til år 2000 var det en gradvis økning til ca. 8-10 mg/L (Saunes *mfl.*, 2019). Fra 2010 til 2017 økte kloridkonsentrasjonen kraftig til ca. 25-27 mg/L (Saunes *mfl.*, 2019). Kloridkonsentrasjonen i overflatevannet hadde en signifikant økende trend sammenlignet med bakgrunnsnivået i løpet av overvåkningsperioden (Saunes *mfl.*, 2019). Den samme utviklingen antas å gjelde for flere veinære innsjøer i Norge, til tross for manglende datagrunnlag av førtilstand (Saunes *mfl.*, 2019). Normalt vil bakgrunnskonsentrasjoner for klorid ligge mellom 2 og 10 mg/L i overflatevann, men kystnære forekomster kan ha høyere innhold (Wetzel, 2001, s. 182; Haaland *mfl.*, 2012). Mengden klorid i vannforekomsten er også avhengig av om den er over eller under marin grense (Haaland *mfl.*, 2012). Forhøyede verdier av klorid kan være toksisk for fisk, vannplanter, insekter, amfibier, zoo- og fytoplankton (Amundsen *mfl.*, 2008). Veisaltavrenning kan imidlertid også føre til andre skadelige effekter på vannforekomster, ikke utelukkende toksiske effekter på biota. Opphopning av veisalt kan blant annet føre til endrede sjiktningsforhold i innsjøer med påfølgende effekter på biota.

En omfattende undersøkelse av 23 veinære innsjøer i Sør-, Vest- og Øst-Norge, gjennomført i 2018, viste tydelig påvirkning av veisalt i 14 av innsjøene (Saunes, Værøy og Åstebøl, 2019). I 9 av de 14 innsjøene ble det funnet fravær av oksygen i bunnvannet, trolig som følge av permanent kjemisk sjiktning som gir ufullstendig eller manglende fullsirkulasjon av vannmassene (Saunes, Værøy og Åstebøl, 2019). Dette skjer fordi det saltholdige vannet har høyere tetthet enn ferskvann, og dersom det hopes opp mye saltholdig (ionerikt) bunnvann over tid vil en tetthetsgradient kunne hindre vannmassene i å sirkulere (Judd, 1970; Kjensmo, 1997; Bridgeman *mfl.*, 2000; Judd *mfl.*, 2005; Novotny, Murphy og Stefan, 2008; Koretsky *mfl.*, 2012). Manglende vertikal sirkulasjon i en innsjø (meromiksis), med påfølgende oksygenmangel i bunnvannet, medfører store biogeokjemiske forandringer i innsjøen (Sibert,

Koretsky og Wyman, 2015). Permanent anoksiske forhold i bunnvannet fører blant annet til økt utlekking av næringsstoffene fosfat og ammonium fra innsjøens sedimenter (Boström *mfl.*, 1988; Pettersson, 1998; Wetzel, 2001, s. 214–215, 242). Dette kan, i kombinasjon med lavt redokspotensial og manglende transport av løste substanser opp til de øvre vannmassene, gi akkumulering av næringsstoffer, salter og andre løste substanser på en kjemisk redusert form i innsjøens bunnvann (Koretsky *mfl.*, 2012; Sibert, Koretsky og Wyman, 2015; Wyman og Koretsky, 2018; Dupuis *mfl.*, 2019).

En veisaltindusert kjemisk sjiktning er ikke nødvendigvis permanent (Hakala, 2004). Flere av de veinære innsjøene som overvåkes av Statens vegvesen er midlertidig eller periodevis kjemisk sjiktet (Saunes *mfl.*, 2019). Sjiktningen kan eksempelvis oppstå i vintersesongen som følge av veisaltavrenning, og opphøre allerede påfølgende høst. Andre innsjøer har permanent kjemisk sjiktning i noen år før sjiktningen så opphører, og innsjøen enten har en ustabil sjiktning i en periode eller går fullstendig over til å fullsirkulere to ganger i året (dimiksis). Undersøkelser har også vist at dersom veisalttilførselen blir stor nok kan salinitetsforskjellen mellom topp- og bunnvann bli så liten at tetthetsgradienten opphører og fullsirkulasjon igjen inntre (holomiksis) (Kjensmo, 1997). Generelt er stabiliteten av en veisaltindusert kjemisk sjiktning avhengig av en rekke faktorer. Blant disse er vindeksponering og klimatiske forhold, innsjøstørrelse og oppholdstid, veisaltmengde som tilføres per sesong, samt konsentrasjonsfordeling av løste substanser i vannsøylen (Judd, 1970; Kjensmo, 1997; Bridgeman *mfl.*, 2000; Judd *mfl.*, 2005; Novotny, Murphy og Stefan, 2008; Koretsky *mfl.*, 2012).

1.2 Formål og problemstillinger

Med dette som bakgrunn er formålet med den foreliggende undersøkelsen å gi bedre kunnskap om veisalts påvirkning på sjiktningforhold i en norsk vannforekomst. Undersøkelsen er utført i innsjøen Søndre Brutjern i Viken. Søndre Brutjern er et humøst skogsvann som ikke har andre kjente forurensningskilder enn vei (E18 og FV128) i nedbørfeltet (Saunes og Værøy, 2017, s. 41). Innsjøen ble valgt fordi den tidligere har blitt klassifisert som sterkt påvirket av veisalt med kjemisk sjiktning og oksygenvinn i bunnvannet (Bækken, 2012, s. 6; Saunes og Værøy, 2017; Rishatt, 2018, s. 45). Tidligere undersøkelser er imidlertid noe uklare på om innsjøen fortsatt er permanent kjemisk sjiktet (Saunes *mfl.*, 2019).

I denne oppgaven har det blitt undersøkt hvordan veisalt påvirker sjiktningforholdene og fordelingen av løste substanser i innsjøen. Som nevnt gir permanent sjiktning ofte akkumulering av næringsstoffer som fosfat og ammonium i det stagnerende bunnvannet. Det er usikkert om den kjemiske sjiktningen i Søndre Brutjern har ført til en slik akkumulering. Det er også uvisst hvorvidt den kjemiske sjiktningen i Søndre Brutjern er stabil. Statens vegvesen har overvåket innsjøen i flere år, og ut fra deres målinger ser det ut til å være en avtagende kloridgradient mellom topp- og bunnvann (Saunes *mfl.*, 2019, s. 23). I forbindelse med etablering av ny E18 gjennom Søndre Brutjerns nedbørfelt i 2017, ble saltpåvirkning på innsjøen vektlagt ved trasévalget (Bækken, 2012; Statens vegvesen, 2012). Det ble bestemt at avrenning fra den nye veien ikke skulle ledes ut i innsjøen og dens nærliggende tjern (Statens vegvesen, 2012). Det har ikke blitt gjennomført kartlegging av Søndre Brutjerns vannkvalitet siden november 2016, og det er derfor uvisst om det fortsatt tilføres veisaltholdig avrenning til innsjøen. Dersom den kjemiske sjiktningen er ustabil eller i ferd med å opphøre på grunn av redusert veisalttilførsel, vil akkumulerte næringsstoffer i bunnvannet kunne bli transportert opp til den produktive delen av vannsøylen (den eufotiske sonen), en prosess referert til som interngjødsling (Pettersson, 1998; Wetzel, 2001, s. 245–258; Søndergaard, Jensen og Jeppesen, 2003). En slik interngjødsling vil kunne medføre en kraftig økning i fytoplanktonbiomassen, da fytoplankton (planteplankton) responderer hurtig på endringer i vekstforhold (Schindler, 1977; D’Elia, Sanders og Boynton, 1986; Elser *mfl.*, 2007; Xu *mfl.*, 2010). I henhold til vannforskriften vil en slik eventuell påvirkning på fytoplankton være en viktig og avgjørende faktor for å vurdere behovet for å iverksette miljøforbedrende tiltak.

For å vurdere om den kjemiske sjiktningen i Søndre Brutjern er stabil, og om det er akkumulert næringsstoffer i bunnvannet, ble en rekke parametere undersøkt. Vannprøver fra innsjøen ble samlet inn hver andre uke fra april til slutten av august 2019, og undersøkt for temperatur, oksygen, pH, konduktivitet, klorid, jern, mangan, farge, løst organisk materiale, næringsstoffer og klorofyll *a*. Det ble også gjennomført kontinuerlig logging av temperatur og konduktivitet ved flere dyp i ett av bassengene fra februar til slutten av august 2019, samt en kartlegging av dybde og konduktivitetsgradient i de ulike bassengene. Korrelasjonen mellom utvalgte variabler ble også bestemt. Undersøkelsen gir en oversikt over sjiktningforhold og konsentrasjonsfordeling av løste substanser i vannsøylen, samt hvordan dette endres i løpet av prøveperioden. Undersøkelsen har også som målsetting å vurdere hvilke faktorer som er begrensende for fytoplanktonvekst. Fysiske og kjemiske faktorer som bestemmer vekst og sammensetning av fytoplankton i ferskvann er lystilgang, temperatur og tilgjengelighet av en

rekke makro- og mikronæringsstoffer (Talling, 1961; Lund, 1965; Goldman, 1968; Kimmel og Groeger, 1984). Det er forventet at faktorene, i varierende grad, blir påvirket av en permanent kjemisk sjiktning.

Følgende spørsmål og prediksjoner er formulert:

- S1: Er den kjemiske sjiktningen i Søndre Brutjern stabil?
 - P1.1: Stabiliteten av den kjemiske sjiktningen (kloridgradienten) er redusert som følge av at veisalttilførselen har avtatt etter etablering av ny E18.

- S2: Fører den kjemiske sjiktningen i Søndre Brutjern til akkumulering av næringsstoffene fosfat og ammonium i det stagnerende bunnvannet?
 - P2.1: Gitt permanent kjemisk sjiktning skjer akkumulering av fosfat og ammonium i bunnvannet.

Teorien bak utformingen av prediksjonene er ytterligere beskrevet under «2. Teoretisk bakgrunn», og utvidet informasjon om innsjøen og tilhørende nedbørfelt er beskrevet under «3. Områdebeskrivelse og påvirkningsfaktorer».

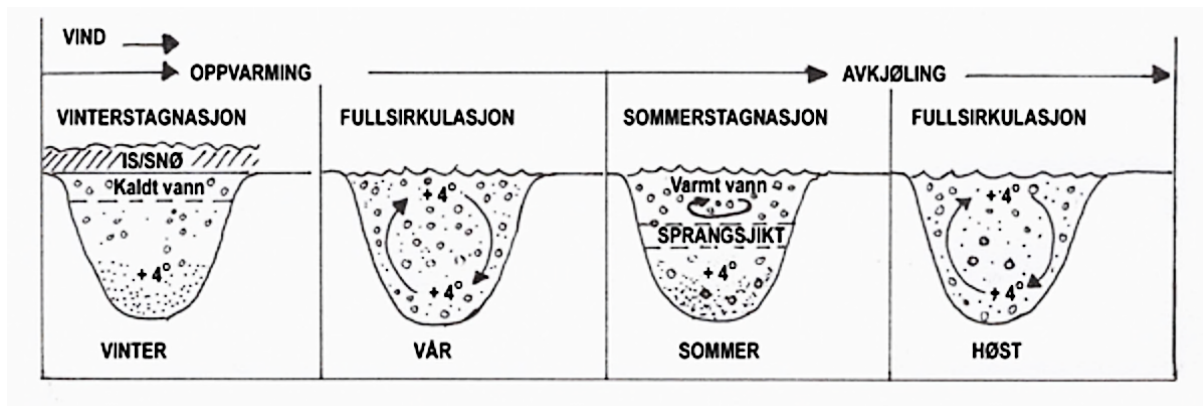
1.3 Oppgavens struktur

Kapittel 1 omfatter valg av tema, forkortet teoretisk bakgrunn, valg av undersøkelsesobjekt og metode, samt oppgavens forskningsspørsmål med tilhørende prediksjoner. Kapittel 2 omhandler teoretisk bakgrunn for veisalts effekt på sirkulasjon i innsjøer samt aktuelle biogeokjemiske prosesser i meromiktiske innsjøer. Kapitlet søker å gi en teoretisk bakgrunn for prediksjonene presentert i kapittel 1. Kapittel 3 omfatter områdebeskrivelse og påvirkningsfaktorer med informasjon om innsjøens nedbørfelt samt tidligere undersøkelser av innsjøens vannkvalitet. Kapittel 4 beskriver materialet og metodene som er anvendt, og omfatter feltarbeid, fysiske og kjemiske analyser, samt behandling av data og teoretisk forklaring av de anvendte statistiske analysene. I kapittel 5 presenteres resultatene basert på innsamlet data, hovedsakelig i form av figurer (isopletdiagrammer) og tabeller. Fullstendig samletabell over rådata er vedlagt som vedlegg 4. Kapittel 6 omfatter diskusjon av resultatene med utgangspunkt i de to spørsmålene og tilhørende prediksjoner presentert i kapittel 1, samt forhold som antas å påvirke fytoplankton. Kapittel 7 omfatter oppgavens konklusjon med de viktigste hovedtrekkene av forholdene diskutert i kapittel 6. Avslutningsvis presenteres forslag til videre undersøkelser i kapittel 8.

2. Teoretisk bakgrunn

2.1 Veisalts effekt på sjiktning og sirkulasjon i innsjøer

Innsjøer klassifiseres ut fra sesongmessige variasjoner av sjiktning og sirkulasjonsprosesser (Whipple, 1898; Hutchinson og Löffler, 1956; Lewis Jr., 1983). Disse forholdene påvirkes av innsjøens morfometri, nedbørfeltets areal, topografi og klima, samt fordelingen av løste og partikulære stoffer i vannsøylen gjennom året (Lewis Jr., 1983). Innsjøer der hele vannsøylen sirkulerer kalles *holomiktiske*, og er den vanligste innsjøtypen i tempererte strøk (Lewis Jr., 1983). Vanligvis sirkulerer holomiktiske innsjøer minst to ganger årlig i tempererte strøk, og slike innsjøer kalles *dimiktiske* (Whipple, 1898; Wetzel, 2001, s. 79). Fullsirkulasjon skjer vanligvis om våren og høsten. Dette skyldes at tetthetsforskjellene mellom bunnvannet og overflatevannet på disse tidspunktene er små, grunnet lik temperatur i topp- og bunnvann (Whipple, 1898; Wetzel, 2001, s. 75–80). Når isen smelter om våren og overflatevannet varmes opp vil hele vannsøylen i en kort periode ha omtrent lik temperatur (4°C) (Figur 2). Dette medfører også at hele vannsøylen har tilnærmet lik tetthet (Wetzel, 2001, s. 75–80). I denne perioden vil selv små mengder vindenergi kunne gi fullstendig blanding av vannmassene (fullsirkulasjon). Ved fullsirkulasjon får bunnvannet tilført oksygen, samtidig som næringsstoffer og andre løste substanser akkumulert i bunnvannet, transporteres opp i øvre vannlag (Wetzel, 2001, s. 75–80). Utover våren og sommeren vil det oppstå temperatursjiktning i vannmassene fordi overflatevannet gradvis varmes opp (Lewis Jr., 1983). Varmt vann (>4°C) er lettere enn kaldt, og det varme overflatevannet blir liggende over det fortsatt kalde bunnvannet (Wetzel, 2001, s. 74). Denne perioden kalles sommerstagnasjon. I løpet av sommerstagnasjonen tilføres det ikke oksygen til bunnvannet, og næringsstoffer som frigjøres ved nedbrytning forblir (akkumuleres) i bunnvannet (Wetzel, 2001, s. 77). Overflatevannet avkjøles så gradvis mot høsten, blir tyngre og synker. Gradvis får hele vannsøylen tilnærmet lik temperatur, og en ny sirkulasjonsperiode inntreffer (høstsirkulasjon). I løpet av vinteren islegges innsjøen og en invers sjiktning (vinterstagnasjon) oppstår (Wetzel, 2001, s. 78) (Figur 2).



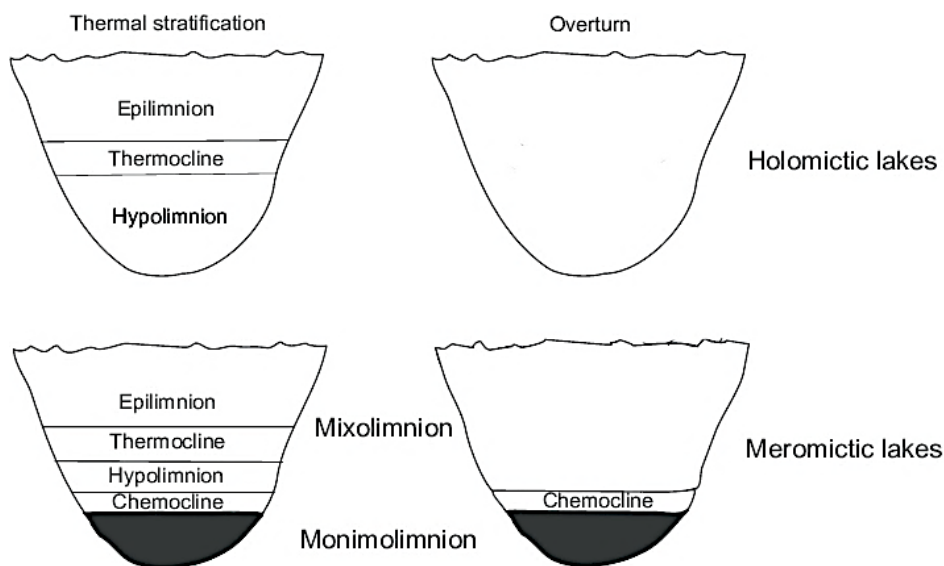
Figur 2: Illustrasjon av sjiktning og sirkulasjon i en dimiktisk innsjø over en årlig syklus. Innsjøen er termisk sjiktet om vinteren og sommeren. Figuren er hentet fra Hias (2020).

Tetthetsdifferansen mellom topp- og bunnvann, som i stor grad regulerer sjiktningforholdene i en innsjø, er ikke nødvendigvis forårsaket av temperaturforskjeller (Wetzel, 2001, s. 77). Tetthetsdifferansen kan også skyldes ulik salinitet mellom topp- og bunnvann. Salinitet defineres som antall gram løste salter per kilogram vann (Barthel, 2018). Sirkulasjon av vannsøylen kan opphøre dersom en signifikant kjemisk tetthetsforskjell mellom topp- og bunnvann oppstår (Hutchinson, 1975). En sjiktning forårsaket av en salinitetsdifferanse (salinitetsgradient) kalles for en kjemisk sjiktning. Saltholdig avrenningsvann fra vei har høyere salinitet og dermed høyere tetthet enn vannet i mottagende resipient (Kjensmo, 1997). Det saltholdige vannet synker derfor mot bunnen. Over tid vil det kunne akkumuleres et lag av saltholdig bunnvann med en klar kjemisk tetthetsgradient mot de øvre vannmassene (Judd, 1970; Kjensmo, 1997; Bridgeman *mfl.*, 2000; Judd *mfl.*, 2005; Novotny, Murphy og Stefan, 2008; Koretsky *mfl.*, 2012). Den kjemiske gradienten mellom det nedre og øvre sjiktet gjør at fullsirkulasjonen i innsjøen går tregere, og sirkulasjonen kan helt eller delvis opphøre (Judd, 1970; Kjensmo, 1997; Bridgeman *mfl.*, 2000; Judd *mfl.*, 2005; Novotny, Murphy og Stefan, 2008; Koretsky *mfl.*, 2012). Innsjøer som ikke har fullstendig sirkulasjon kalles *meromiktiske*. Definisjonen på en meromiktisk innsjø er «en innsjø der [et kjemisk annerledes] vann forblir delvis eller helt ublandet med hovedvannmassene i sirkulasjonsperiodene. Det dype laget av en meromiktisk innsjø kalles *monimolimnion*, og delen over monimolimnion, der fri sirkulering periodisk kan oppstå kalles *miksolimnion*. Grensesjiktet mellom miksolimnion og monimolimnion kalles *kjemoklin*» (Hutchinson, 1937; referert i Gulati, Zadereev og Degermendzhi, 2017) (se Figur 3). Veisaltavrenning kan altså føre til at det oppstår et skifte fra holomiksis til meromiksis i en innsjø (Judd, 1970; Kjensmo, 1997; Bridgeman *mfl.*, 2000; Judd *mfl.*, 2005; Novotny, Murphy og Stefan, 2008; Koretsky *mfl.*, 2012). Et skifte fra

holomiksis til meromiksis medfører vesentlige endringer i de fysiske og kjemiske forholdene i innsjøen, med påfølgende biologiske endringer.

2.2 Biogeokjemiske prosesser i meromiktiske innsjøer

Den kjemiske sammensetningen i meromiktiske innsjøer varierer i stor grad, slik som for innsjøer generelt. Grunnet den svake, til manglende, utbyttingen av vannmasser mellom miksolimnion og monimolimnion, er det imidlertid ofte vesentlige kjemiske gradienter av salinitet, løste gasser (oksygen, hydrogen sulfid, metan ol.) og næringsstoffer ved kjemoklin (Hutchinson, 1975). Salinitetsgradienten mellom miksolimnion og monimolimnion er nesten alltid vesentlig større enn 10 mg/L (Wetzel, 2001, s. 83). Meromiktiske innsjøer er som regel oksygenmettet i miksolimnion, og har permanent anoksiske forhold i monimolimnion (Wetzel, 2001, s. 84). I miksolimnion kan det også oppstå temperatursjiktning på lik måte som i holomiktiske innsjøer, med et øvre varmere sjikt, *epilimnion*, og et nedre kaldere sjikt, *hypolimnion*, med påfølgende anoksiske forhold i hypolimnion (Figur 3) (Gulati, Zadereev og Degermendzhi, 2017, s. 16).

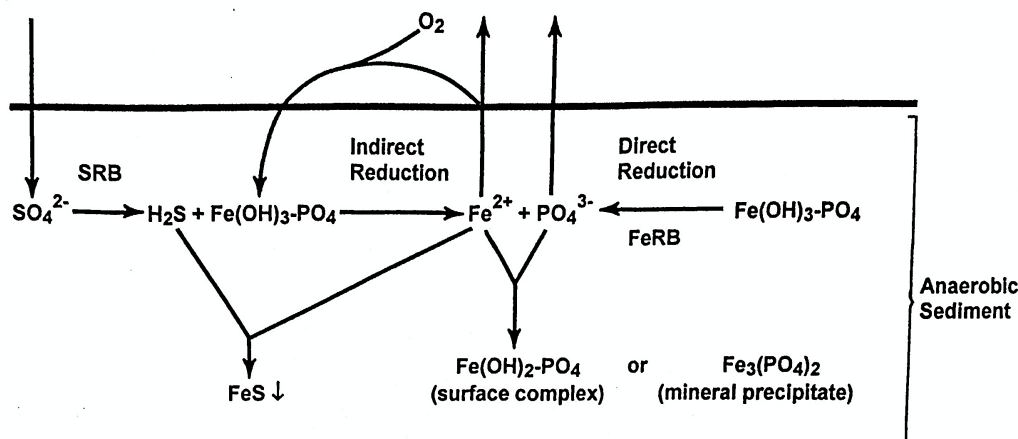


Figur 3: Illustrasjon av sjiktningforholdene i en holomiktisk innsjø (øverst) og en meromiktisk innsjø (nederst). Den holomiktiske innsjøen er termisk sjiktet i epilimnion og hypolimnion, og har i løpet av året fullsirkulasjon av vannsøylen. Den meromiktiske innsjøen er permanent kjemisk sjiktet i miksolimnion og monimolimnion, med kjemoklin som skiller de to fra hverandre. I løpet av året sirkulerer kun miksolimnion. Miksolimnion kan også være termisk sjiktet med epilimnion, termoklin og hypolimnion. Figuren er hentet fra Hakala (2005).

Sammensetningen og fordelingen av løste og partikulære substanser i en innsjø påvirkes av mineralisering av innsjøsedimentenes organiske materiale (Gulati, Zadereev og Degermendzhi, 2017). Mineralisering av utfelt organisk materiale i sedimentene gir tilbakeføring av organisk bundet fosfor og nitrogen til vannsøylen (Larsen, Schults og Malueg, 1981; Pettersson, 1998; Saunders og Kalff, 2001). Resirkuleringen foregår ved mikrobielt katalysert oksidering av organisk materiale. Prosessen reguleres i stor grad av redoksforhold (Bastviken *mfl.*, 2004). Dersom oksygen er tilstede, fungerer oksygen som elektronakseptor i prosessen (aerob nedbrytning). I holomiktiske innsjøer skjer denne oksideringen hovedsakelig ved sedimentoverflaten, der grensen mellom anoksiske og oksiske forhold ligger (Katsev og Dittrich, 2013; Li og Katsev, 2014). I meromiktiske innsjøer forskyves denne grensen oppover i vannsøylen, til kjemoklinen, grunnet permanent anoksiske forhold i bunnvannet (Katsev *mfl.*, 2010). I det anoksiske sjiktet medfører manglende oksygen til at andre stoffer blir brukt som elektronakseptor (anaerob nedbrytning), vanligvis sekvensielt fra: nitrat (NO_3^-), oksider/hydroksider av mangan (Mn) og jern (Fe), sulfat (SO_4^{2-}) og karbondioksid (CO_2) (Laanbroek, 1990; refert i Wetzel, 2001, s. 639). Det krever mer energi å bruke disse som elektronakseptor og mineraliseringen i meromiktiske innsjøer er derfor ikke like effektiv som i holomiktiske innsjøer. Fraværet av bioturbasjon (blanding forårsaket av bentisk makrofauna), grunnet mangel på oksygen, reduserer også mineraliseringen av organisk materiale (Anderson *mfl.*, 1985). Dette gir, sammen med manglende fullsirkulasjon som effektivt transporterer løste og partikulære substanser til epilimnion, og begrenset biokjemisk opptak grunnet oksygenmangel, akkumulering av løste substanser på en kjemisk redusert form i monimolimnion (eks. redusert jern og mangan (Fe^{2+} , Mn^{2+}), hydrogen sulfid (H_2S) og ammonium (NH_4^+)) (Gulati, Zadereev og Degermendzhi, 2017, s. 24). Dette påvirker i stor grad sirkulasjonen av næringsstoffer, og især fosfor.

Anoksiske forhold i bunnvannet gir økt frigjøring av blant annet redusert jern (Fe^{2+}) og fosfat (PO_4^{3-}) fra sedimentene (Campbell og Torgersen, 2011). Når en stagnasjonsperiode i en holomiktisk innsjø opphører, og fullsirkulasjon av vannsøylen oppstår, oksideres jern ($\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$) raskt og feller ut fosfat som jernfosfat (Figur 4). Dette hindrer fosfatet fra å bli fraktet opp i de øvre vannmassene, der det kan gi økt algevekst. Fosfat er den eneste direkte biotilgjengelige fraksjonen av løst uorganisk fosfor og er ofte begrensende for primærproduksjon i ferskvannsføremster (Elser *mfl.*, 2007). Under svært reduserende forhold vil sulfatreduserende bakterier gi økt omdanning av sulfat til sulfid (S^{2-}) (dannes ved redokspotensial (E_0) rundt +100 mV) (Wetzel, 2001, s. 252). Sulfid reagerer med metallioner

i vannet og danner nærmest uløselige metallsulfider (Wetzel, 2001, s. 252). Sulfid reagerer blant annet raskt med jern (II) og felles ut som uløselig jernsulfid (FeS) (se Figur 4). Dersom sulfatreduksjonen er stor, og utfellingen av jernsulfid er vesentlig, vil det bli manglende jern igjen i løsning til å hindre at fosfat fraktes opp i de øvre vannmassene når fullsirkulasjonen inntreffer (Wetzel, 2001, s. 252). Dette vil kunne føre til en rask økning i algevekst, en prosess referert til som *interngjødning* (Pettersson, 1998; Wetzel, 2001, s. 245–258; Søndergaard, Jensen og Jeppesen, 2003). Interaksjonene mellom sulfat, jern og fosfat er illustrert ytterligere i Figur 4.



Figur 4: Interaksjoner mellom svovel, jern og fosfor under reduserende forhold i sedimentene av en innsjø. Sulfatreduserende bakterier (SBR) reduserer sulfat til hydrogensulfid (H_2S) som reagerer og feller ut med jern (II) som jernsulfid (FeS). Fosfat bundet med jern/jernoksid forblir da i løsning, fremfor å felle ut av vannfasen sammen med jernkomplekser og/eller mineraler. FeRB= jernreduserende bakterier. Figuren er hentet fra Wetzel (2001, s. 252)

Redokspotensialet i monimolimnion i meromiktiske innsjøer er generelt svært lavt, blant de laveste som finnes i naturlig vann (Kjensmo, 1970). Hvor lavt redokspotensialet i monimolimnion av en meromiktisk innsjø er, avhenger av faktorer som hvor lenge den kjemiske sjiktningen har vedvart, innholdet av organisk materiale, temperatur, pH og bakteriell metabolisme (Wetzel, 2001, s. 290–292). Dersom redokspotensialet i en meromiktisk innsjø er så lavt at sulfatreduksjon forekommer hyppig med påfølgende utfelling av jernsulfid, vil en mulig opphøring av den kjemiske sjiktningen kunne føre til interngjødsling (Pettersson, 1998; Wetzel, 2001, s. 245–258; Søndergaard, Jensen og Jeppesen, 2003). Eksempelvis førte overgangen fra meromiksis til holomiksis i Mono-sjøen (California, USA) til økt næringsinnhold i miksolimnion, med påfølgende økning i primærproduksjon, klorofyllkonsentrasjon og dyreplanktonpopulasjon (Melack og Jellison,

1998). Betydelige endringer i økosystemene til meromiktiske innsjøer kan også forårsakes av delvis forstyrrelse av den kjemiske sjiktningen, altså at kjemoklin er ustabil eller blir forstyrret. I Cadagno-sjøen (Sveits) forårsaket forstyrrelsen av kjemoklin til en økning i fytoplanktonbiomasse, som videre gav økt turbiditet i miksolimnion (Tonolla, Peduzzi og Hahn, 2005). Følgelig endret artssammensetningen av de dominerende anoksiske fototrofiske bakteriene i kjemoklin seg (Tonolla, Peduzzi og Hahn, 2005). I Lugano-sjøen (Sveits/Italia) medførte uvanlig dype blandingshendelser til at større mengder næringsstoffer ble fraktet fra monimolimnion til den eufotiske sonen, noe som resulterte i 10- til 20-ganger økning i fytoplanktontetthet og dermed endret innsjøens trofiske status (Simona, 2003).

3. Områdebeskrivelse og påvirkningsfaktorer

Søndre Brutjern er en innsjø, tilhørende Haldenvassdraget, som ligger i lavlandet i Marker kommune i Viken fylke (Figur 5) (NVE Atlas, 2019). Den ligger 169 m.o.h., det vil si under marin grense, og er en del av Brutjern-området som består av flere større og mindre skogstjern (Statens vegvesen, 2011). Innsjøen er relativt liten og grunn, med innsjøareal på 0.11 km² og maksimumsdyp ~12 meter, og har tre adskilte innsjøbassenger (Saunes *mfl.*, 2019). Den har tidligere blitt klassifisert som kalkfattig humøs i henhold til kriteriene i klassifiseringsveilederen (02:2018) (Bækken, 2012; Saunes og Værøy, 2016; Værøy, Åstebøl og Saunes, 2018; Saunes *mfl.*, 2019). Innsjøen drenerer ut til Nordre Brutjern og Braneselva, til Gjølssjøen, og videre vestover mot Haldenvassdraget (Krog, 2012). Ytterligere geografiske og morfometriske data er fremstilt i Tabell 1.



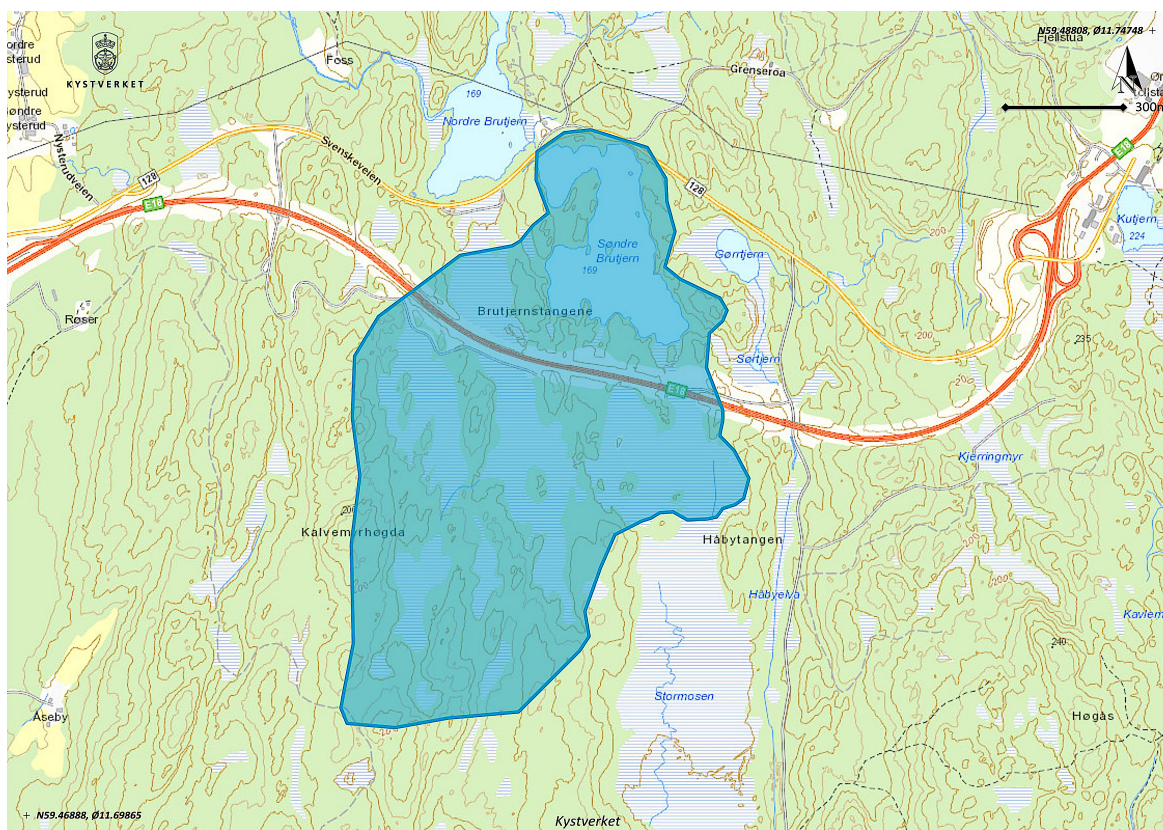
Figur 5: Geografisk plassering av innsjøen Søndre Brutjern i Marker kommune. Nord for innsjøen, mellom Nordre og Søndre Brutjern, ligger FV128 og sør ligger E18. Kartene er hentet fra Geodata AS (2019).

Tabell 1: Geografiske og morfometriske data om Søndre Brutjern. Informasjonen er hentet fra Saunes mfl. (2019), med unntak av nedbørfeltets areal som er beregnet i samarbeid med Eirik Fredheim.

Søndre Brutjern	
Innsjøtype	L106, kalkfattig humøs
Kommune/Fylkeskommune	Marker/Viken
Vannregion/Vannområde	Glomma/Haldenvassdraget
Høyde over havet i m	169
Nedbørfeltets areal i km ²	0.99
Overflateareal i km ²	0.11
Volum i m ³	581 350
Årsavrenning i m ³ /år	268 957
Teoretisk oppholdstid i år	2.1615
Maksimumsdyp i meter	~12

3.1 Nedbørfeltet

Nedbørfeltets størrelse og avgrensning er ikke fullstendig kartlagt. Eksisterende litteratur anvender ulike verdier og kart. Det er ikke mulig å produsere kart over nedbørfeltet i kartverktøy som NVE sitt analyseverktøy NEVINA (Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse), da innsjøen ikke har definerte innløp. Sør i nedbørfeltet er det større myrområder som drenerer under Stormosen Bru, samt gjennom kulvert under E18, og ut i Søndre Brutjern (Figur 6). Ut fra feltobservasjoner så det ut til å være flere små innløpsbekker fra disse myrområdene i sør, men vannvolumet er lite. Innløpskilder er imidlertid ikke blitt kartlagt i forbindelse med dette arbeidet, og det er manglende informasjon om dette i tidligere undersøkelser. Nedbørfeltet som presenteres, og som legges til grunn for diskusjon i denne oppgaven, er utarbeidet sammen med Eirik Fredheim, med utgangspunkt i nedbørfeltet til tilhørende vannområde, feltobservasjoner og høydekurver. Søndre Brutjerns nedbørfelt er ut fra disse beregningene ca. 0.99 km² (Figur 6).



Figur 6: Estimert nedbørfelt over innsjøen Søndre Brutjern basert på høydekurver, feltobservasjoner og eksisterende nedbørfelt for vannområdet (1:10000). Nedbørfeltet er markert i blått, og er ca. 0.99 km². Kartet er utformet med Kystverket sin kartdatatjeneste kystverket.no/kystinfo.

Nedbørfeltet domineres av tynn morene og mye bart fjell, med innslag av torv og myr i sør (Vedlegg 1) (NGU, 2019b). Berggrunnen i området består i stor grad av mylonitt og er en del av Ørje-mylonittsonen (Vedlegg 2) (NGU, 2019a). Mylonitt er en mindre hard bergart enn gneisen som ellers finnes i området (Krog, 2012). Gneisen i området er diorittisk og domineres av kalsiumrikt plagioklasmineral, med innslag av kvarts, alkalifeltspat og glimmer (NGU, 2019a). Arealtypen i nedbørfeltet domineres i hovedsak av ung barskog og myr (NIBIO, 2020). Innsjøen er vurdert til å være moderat vindutsatt grunnet den tette skogen rundt innsjøen (Saunes *mfl.*, 2019).

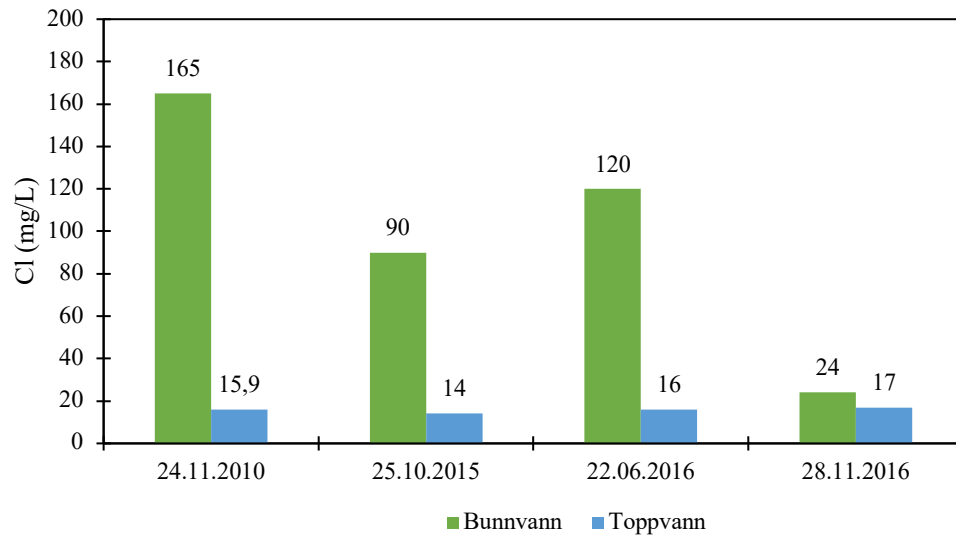
Nedbørfeltet preges ellers av to veier; Fylkesvei 128 (FV128, tidligere Europavei 18) som skiller Nordre og Søndre Brutjern nord i nedbørfeltet, og Europavei 18 (E18) som krysser sør i nedbørfeltet (Figur 6). Total lengde på de to veistrekningene i Søndre Brutjerns nedbørfelt er 1668 meter, og årsgjennsnittetrafikken (ÅDT) på E18 og FV128 var henholdsvis 6152 og 567 i 2018 (Saunes *mfl.*, 2019). E18 Riksgrensen - Oslo er en av hovedferdselsveiene mellom Norge og Sverige, og rundt 25% av all godstransport på vei til eller fra Norge går over

grensen ved Ørje (Statens vegvesen, 2012, s. 10). Beregnet mengde veisalt anvendt i nedbørfeltet per sesong er gjennomsnittlig 16 047 kg (2015-2018), tilsvarende 9.62 tonn salt/km (Saunes *mfl.*, 2019). Sett bort fra de to veiene, og en rasteplass helt ned mot vannkanten langs FV128, er det få menneskelige inngrep og lite aktivitet i området.

3.2 Tidligere undersøkelser av Søndre Brutjerns vannkvalitet

Søndre Brutjern har vært inkludert i Statens vegvesens undersøkelsesprogram for veinære innsjøer. Undersøkelsesprogrammet har sett på om, og hvordan, avrenning fra vei påvirker veinære innsjøer (Saunes *mfl.*, 2019). I forbindelse med dette ble det gjennomført målinger av Søndre Brutjerns vannkvalitet i topp- (1m) og bunnvann (11 m), ved det dypeste punktet i det nordøstlige bassenget 24.11.2010, 25.10.2015, 22.06.2016 og 28.11.2016 (Figur 7).

Undersøkelsene ble utført i innsjøens nordøstlige basseng nær FV128 (Figur 8), fordi FV128 var den fungerende hovedveien frem til den nybygde E18 traséen ble tatt i bruk i desember 2017. Undersøkelsene fra november 2010, oktober 2015 og juni 2016 viste tydelige kloridgradienter mellom topp- og bunnvann (kloridgradient på henholdsvis 149, 76 og 104 mg/L), samt anoksiske forhold i bunnvannet (Saunes *mfl.*, 2019, s. 77) (Figur 7). Det nordøstlige bassenget i Søndre Brutjern ble ut fra dette vurdert til å være kjemisk sjiktet grunnet veisaltavrenning fra FV128 (daværende E18) (Værøy, Åstebøl og Saunes, 2018). Ut fra en samlet vurdering ble innsjøen klassifisert som «sterkt påvirket av veisalt» (Værøy, Åstebøl og Saunes, 2018). Undersøkelsen fra november 2016 viste imidlertid en svært redusert kloridgradient (7 mg/L) (Figur 7). Årsaken til den svekkede kloridgradienten skyldes ifølge Statens vegvesens sluttrapport fullsirkulasjon av vannsøylen (Saunes og Værøy, 2017, s. 41). Ut fra denne målingen ble det antatt at kloridgradienten var avtagende (Saunes og Værøy, 2017, s. 41). Statens vegvesen har ikke gjennomført flere undersøkelser av vannkvaliteten i Søndre Brutjern siden november 2016. Det ble imidlertid gjennomført konduktivetsmålinger i det nordøstlige innsjøbassenget i februar 2017 i forbindelse med en masteroppgave. Målingene viste klart forhøyede verdier av konduktivitet i bunnvannet (8-12 meter), med 104 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og 910 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved henholdsvis 1 og 12 meters dyp (Rishatt, 2018, s. 23). Kloridkonsentrasjoner ble ikke bestemt i denne undersøkelsen.



Figur 7: Kloridmålinger (mg/L) fra topp- (1m) og bunnvann (11 m) i Søndre Brutjern (St2 Nordøstlige basseng) tatt ved fire prøvetakinger i forbindelse med Statens vegvesens undersøkelsesprogram for veinære innsjøer. Tallene er hentet fra Saunes mfl. (2019).



Figur 8: Kart over de tre prøvestasjonene i Søndre Brutjern, som er plassert i de tre innsjøbassengene. Lokasjonen til prøvestasjonene er hentet fra vanmiljo.miljodirektoratet.no og kartet er utarbeidet i Kartverkets karttjeneste kystverket.no/kystinfo.

I tillegg til målingene gjort i forbindelse med undersøkelsesprogrammet for veinære innsjøer tok NIVA vannprøver i Søndre Brutjern på oppdrag fra Statens vegvesen i 2011. Målet med undersøkelsen var å kartlegge saltforurensning, samt vurdere mulige tiltak i forbindelse med etablering av ny E18 (Bækken, 2012). Det ble prøvetatt 1. juli og 16. november 2011. I det nordøstlige bassenget ble det påvist kraftig kjemisk sjiktning med oksygensvinn i bunnvannet ved begge prøvetakingene (Bækken, 2012). Kloridkonsentrasjonen ble i juli og november målt til henholdsvis 268 mg/L og 190 mg/L i bunnvannet, og 16 mg/L i overflatevannet (Bækken, 2012). I denne undersøkelsen ble imidlertid også de to andre innsjøbassengene inkludert (Figur 8). I det nordvestlige bassenget, ved utløpet til Nordre Brutjern, ble det observert en kraftig kjemisk sjiktning med oksygensvinn i juli (Bækken, 2012). I november var det fortsatt en kjemisk sjiktning, men det var ingen oksygensvinn i bunnvannet (Bækken, 2012). Kloridkonsentrasjonen i bunnvannet i juli og november var henholdsvis 136 og 80 mg/L (Bækken, 2012). I det søndre bassenget, lengst unna daværende E18, ble det ikke påvist saltindusert oksygensvinn ved noen av prøvetakingene, og kloridkonsentrasjonen var 16-18 mg/L i overflate- og bunnvannet både sommer og høst (Bækken, 2012). Det er ikke gjennomført flere undersøkelser i det søndre eller nordvestlige bassenget siden 2011, og utviklingen av vannkvalitet i disse er derfor uvisst.

4. Material og metode

4.1 Feltarbeid

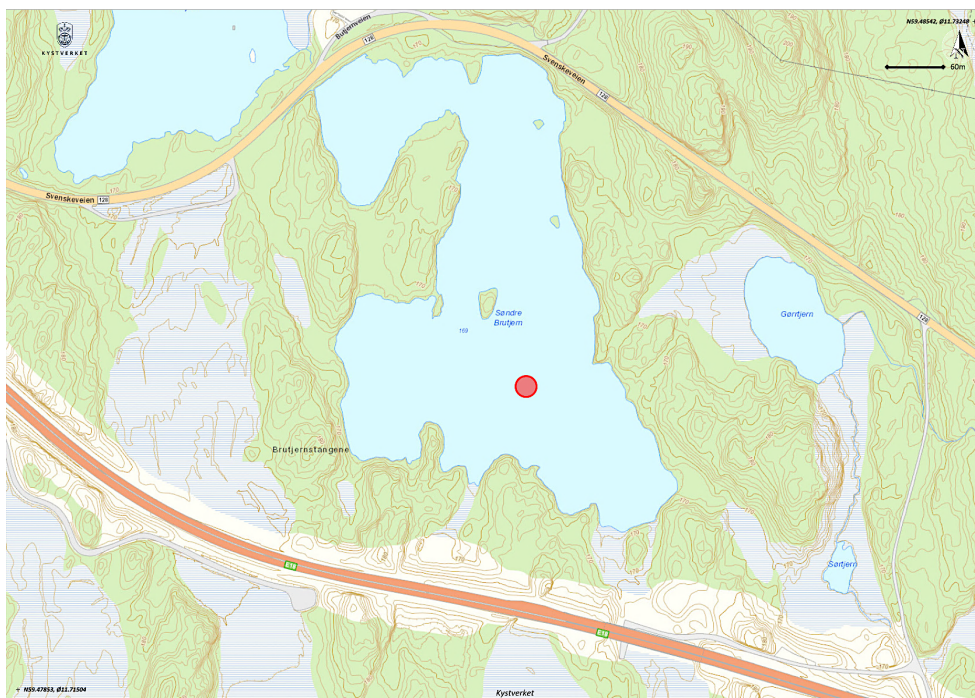
4.1.1 Kartlegging av dybde og konduktivitet

Det ble 17. januar 2019 gjennomført målinger av dyp (m), temperatur ($^{\circ}\text{C}$) og konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) *in situ* ved 59 lokasjoner i Søndre Brutjern (se vedlegg 6 for koordinater). Innsjøen var da islagt, og målingene ble gjennomført for å kartlegge maksimumsdyp, plassering av mulig kjemoklin, samt lokasjon for fremtidig vannprøvetaking og sensorskjede. Vanndybden ble bestemt ved bruk av et håndholdt vektlodd med målebånd som ble senket ned til loddet traff innsjøens sedimentoverflate. Temperatur og konduktivitet ble målt ved 0.5 m, 1.0 m og kontinuerlig nedover med en meters intervall til prøvepunktets maksimumsdyp, med en håndholdt konduktivitetssensor (WTW IQ Sensor Net, TetraCon 700). Resultatene av konduktivitet er presentert i vedlegg 6. Resultatene for konduktivitet er korrigert for temperatur (25°C), da analysen er temperaturavhengig. Det ble videre laget dybdekart og konduktivitetskart i ArcGIS Pro 2.4 av resultatene. Kartene ble laget i samarbeid med studentambassadør for Geodata ved NMBU Vebjørn Nordhagen. For konduktivitetskartet ble konduktivitetsdifferansen mellom øverste (0.5 m) og nederste måling for de 59 prøvepunktene anvendt. Kartet illustrerer områdene i innsjøen med forhøyede konduktivitetsverdier i bunnvannet (konduktivitetsgradient). Det ble gjennomført Kriging for å interpolere mellom prøvepunktene, samt mellom vannkanten og nærmeste prøvepunkt. Dette medfører stor usikkerhet knyttet til de faktiske verdiene mellom vannkanten og nærmeste prøvepunkt, samt mellom prøvepunktene.

Lokasjon for prøvestasjon

Målingene av konduktivitet tilsa at det var forhøyede konduktivitetsverdier i bunnvannet i både det nordøstlige og det søndre innsjøbassenget. I 2011, da de eneste undersøkelsene av vannkvaliteten i alle tre innsjøbassenger ble gjennomført, var det kun vedvarende kjemisk sjiktning i det nordøstlige bassenget. Konduktivitetsgradienten målt i 2011 i det søndre bassenget var vesentlig lavere enn det våre konduktivitetsmålinger tilsa, med konduktivitetsgradient på $\sim 55 \mu\text{S}/\text{cm}$ og $\sim 200 \mu\text{S}/\text{cm}$ i henholdsvis 2011 og 2019 (Bækken, 2012). På bakgrunn av dette ble det etablert én prøvestasjon i forbindelse med videre arbeid.

Prøvestasjonen ble etablert ved det søndre bassengets dypeste punkt (~12 m), slik at en eventuell tilførsel av veisalt fra den nye E18-traséen ville bli registrert (Figur 9).



Figur 9: Rød sirkel viser lokasjon for sensorkjede og prøvetakingspunkt (59.481691000, 11.724343000 WGS 84/UTM SONE 32 N) i Søndre Brutjern i Marker kommune. Punktets maksimumsdyp er rundt 12 meter. Kartet er utarbeidet i Kartverkets karttjeneste kystverket.no/kystinfo.

4.1.2 Etablering av sensorkjede

Ved det sørlige innsjøbassengets dypeste punkt ble det 6. februar 2019 etablert en stasjon for kontinuerlig måling av vannsøylens temperatur og konduktivitet (Figur 9). Temperaturen ble målt ved 11 dyp, henholdsvis 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 og 12 meter fra vannoverflaten, med HOBO temperaturloggere (Pendant Temperature/Light 64K Data Logger - UA-002-64). Konduktiviteten ble målt ved 5 dyp, henholdsvis 3, 6, 7, 8 og 11 meter fra vannoverflaten, med HOBO konduktivitetsloggere (Conductivity logger U24-001). Loggerne hadde en målefrekvens på 1 måling per time, og logget kontinuerlig frem til 26. august 2019. Det ble utført rengjøring og avlesning av sensorene, samt bytting av batteri, omtrent hver andre uke i prøveperioden (samtidig som vannprøvetakingen). Målingene av konduktivitet ble korrigert for temperatur (25 °C), da analysen er temperaturavhengig. Resultatene fra loggingen er fremstilt som grafer med endring i henholdsvis temperatur og konduktivitet over tid. Rådata er ikke vedlagt grunnet høy målefrekvens over en lang tidsperiode, som medførte at omfanget av disse dataene er for stort til å legge ved som vedlegg.

4.1.3 Vannprøvetaking og *in situ* målinger

Vannprøvetakingen og *in situ* målingene ble utført i perioden 10. april til 26. august 2019, med en varierende frekvens på to til tre uker. Prøvetakingen ble utført ved lik lokasjon som sensorkjeden (Figur 9) fra en oppblåsbar båt med elektrisk motor. Det ble hentet 11 vannprøveserier i løpet av perioden, som gav totalt 76 prøver for videre analyser. Vannprøvene ble hentet fra 0.5, 2, 4, 6, 8, 10 og 11.5/12 meter (totalt 6-7 dyp/serie). Prøvetakingspunktet var plassert over innsjøbassengets dypeste punkt på ca. 12 meter. Det var et svært begrenset areal av innsjøbassenget som hadde 12 meters dyp, og det var derfor krevende å treffe det dypeste punktet under vannprøvetakingen. Ved første prøvetaking 10. april ble det hentet vannprøver ned til 12 meter. I resten av prøveperioden ble det hentet vannprøver ned til 11.5 meter, med unntak av 2. mai da det på grunn av vanskelige værforhold kun ble hentet vannprøver ned til 10 meter. Prøvene ble hentet med en modifisert Rüttner vannhenter av plast. Dybden ble målt med en håndholdt dybdemåler (Plastimo Echotest II). Det ble gjennomført målinger *in situ* av løst oksygen (mg/L og %), konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH og temperatur ($^{\circ}\text{C}$) fra samme prøvepunkt ved 0.5, 1 meter og kontinuerlig nedover med en meters intervall til rundt 12 meter. Oksygen og temperatur ble målt med en YSI Pro ODO optisk oksygenmåler. Konduktivitet og pH ble lest av fra en håndholdt multiparametermåler (MU 6100 H), med konduktivitetssensor (VWR pHenomenal CO 11) og pH-elektrode (pHenomenal 111). Instrumentet brukt for å måle konduktivitet korrigerer automatisk for temperatur og angir den temperaturjusterte ledningsevnen direkte.

Måleinstrumentet brukt for å bestemme pH var ikke kalibrert ved den første vannprøvetakingen. Dette førte til overestimering av pH, og resultatene av pH fra 10. april er derfor utelatt fra resultatene. Bestemmelse av vannets pH ble gjort *in situ* med unntak av 01.07.19 og 29.07.19, grunnet mangel på måleinstrument i felt. pH ble derfor målt på laboratoriet like etter vannprøvetakingen, med tilsvarende måleinstrument.

4.2 Fysiske og kjemiske analyser

Filtrering, uttak til delprøver og konservering for videre analyser ble gjennomført i felt, like etter vannprøvetakingen. Frem til analyseringen ble vannprøvene oppbevart i henhold til de gjeldende norske standardene. Prøvene som heretter omtales som *filtrert* ble vakuumfiltrert gjennom en kombinasjon av ett glassmikrofiberfilter (Whatman GF/C) og ett 0.45 µm membranfilter (Sartorius Cellulose Acetate). Alle laboratorieanalyser ble utført på jord- og vannlaboratoriet til Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitetet (NMBU). Laboratoriearbeidet ble i all hovedsak utført i september 2019.

4.2.1 Løst organisk karbon (DOC)

Løst organisk karbon ble analysert på filtrerte prøver i henhold til Norsk Standard (NS-EN 1484), av kvalifisert personell ved jord- og vannlaboratoriet ved NMBU. Innholdet av løst organisk karbon bestemmes ved oksidering av organisk karbon til karbondioksid med en platina-katalysator ved 680°C. I forkant av analysen ble prøvene surgjort med saltsyre (HCl) og gjennomboblet med syntetisk luft for å fjerne uorganisk karbon. Instrumentet brukt i analysen var Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer (TOC-V CPN). Metoden gjelder i området 0.3 til 1000 mg/L karbon.

4.2.2 Farge

Farge ble bestemt spektrofotometrisk i henhold til Norsk Standard (NS 4787) på filtrerte prøver, samme dag som vannprøvetakingen. Vannets farge ble bestemt ved å måle absorpsjon ved 410 nm i 5 cm kyvetter, og resultatene er uttrykt som mg Pt/L ved å sammenligne med en platinastandard. Denne metoden gir bestemmelse av vannfarge som skyldes løste stoffer. Instrumentet brukt i analysen var Shimadzu UV-VIS Spectrophotometer UV1201. Oksidasjon av jern- og mangankomplekser kan forstyrre resultatene.

4.2.3 Klorid (Cl⁻), nitrat (NO₃-N) og sulfat (SO₄-S)

Klorid, nitrat og sulfat ble bestemt ved ionekromatografi i henhold til Norsk Standard (NS-EN ISO 10304-1) med en elektrisk konduktivitetsdetektor på filtrerte prøver. Analysene ble gjennomført av kvalifisert personell ved jord- og vannlaboratoriet ved NMBU. I analysen blir prøvens anioner separert i en kolonne med lav anionbyttekapasitet som den stasjonære fasen. Separasjonen av ionene forekommer på grunn av ulik grad av affinitet til den stasjonære fasen. Forsinkelsen av ionene registreres med en konduktivitetsdetektor. Den mobile fasen besto av en karbonat/bikarbonat buffer. Gjennomsnittlig deteksjonsgrense er 0.06 mg/L for Cl, 0.02 mg/L for NO₃-N og 0.08 mg/L for SO₄-S. Instrumentet brukt i analysen var XYZ auto sampler (ASX-500 series) Zellweger analytics IC 5000.

4.2.4 Total fosfor (TP) og løst ortofosfat (PO₄-P)

Total fosfor og løst ortofosfat ble bestemt i henhold til Norsk Standard (NS-EN ISO 6878). I analysen av total fosfor ble ufiltrerte prøver benyttet, og i forkant av analysen ble prøvene oppsluttet (oksidert) med kaliumperoksoedisulfat og autoklavert i 30 min, slik at fosfor omdannes til ortofosfat. Den videre analysen er lik som for løst ortofosfat.

I analysen av løst ortofosfat ble filtrerte prøver benyttet. Ortofosfat ble kvantifisert gjennom en reaksjon med askorbinsyre og antimon-molybdat. Det gule antimon-fosformolybdat-komplekset blir under sure forhold redusert av askorbinsyre, og danner et blått kompleks som måles spektrofotometrisk ved 880 nm i 2 cm kyvetter (Hitachi UH5300). Absorbansen av det blå komplekset er proporsjonalt med konsentrasjonen av ortofosfat. Gjennomsnittlig deteksjonsgrense er 1 µg/L PO₄-P.

4.2.5 Total nitrogen (TN)

Total nitrogen ble bestemt ved ionekromatografi i henhold til Norsk Standard (NS 4743) på ufiltrerte prøver. Prøvene ble oppsluttet (oksidert) med kaliumperoksoedisulfat, slik at nitrogen omdannes til nitrat. Prøvene ble så analysert på samme måte og med samme instrument som anionene (se 4.2.3 Klorid (Cl⁻), nitrat (NO₃-N) og sulfat (SO₄-S)). Analysen ble utført av kvalifisert personell ved jord- og vannlaboratoriet ved NMBU. Deteksjonsgrensen er 0.01 mg/L TN.

4.2.6 Ammonium (NH₄-N)

Konsentrasjonen av ammonium ble bestemt i henhold til modifisert Norsk Standard (NS 4746) på filtrerte prøver. Prøvens ammonium reagerer med hypokloritt i alkalisk løsning og danner monokloramin, som i nærvær av salicylsyre danner et grønt kompleks. Det grønne komplekset ble målt spektrofotometrisk ved 655 nm i 2 cm kyvetter (Hitachi UH5300). Deteksjonsgrensen er 0.02 mg/L NH₄-N.

4.2.7 Jern (Fe), mangan (Mn) og total svovel (S)

Jern, mangan og total svovel ble bestemt ved induktivt koblet plasma-optisk emisjonsspektroskopi (ICP-OES), i henhold til Norsk Standard (NS-EN ISO 11885) på ufiltrerte prøver. Prøvene ble tilsatt HNO₃-syre (5%) før analysen. Analysen ble utført av kvalifisert personell på jord- og vannlaboratoriet ved NMBU. Resultatene er gitt som den syreløselige konsentrasjonen av hvert element i mg/L, og deteksjonsgrensen (LOD) i mg/L er 0.011804 for S, 0.00001 for Mn og 0.00212 for Fe. Kvantifiseringsgrensen (LOQ) i mg/L er 0.039348 for S, 0.00001 for Mn og 0.00707 for Fe. Alle målte verdier var over LOD og LOQ. Målingene av total svovel omfatter både organiske og uorganiske former som sulfat, sulfider, sulfitt. Hydrogensulfid (H₂S) er imidlertid ikke målt. Instrumentet brukt i analysen var Agilent 8800 ICP Triple Quad.

4.2.8 Klorofyll *a* (Chl *a*)

Klorofyll *a* ble bestemt ved bruk av høypresisjonsvæskekromatografi (HPLC), i henhold til en modifisert prosedyre av Wright *mfl.* (1991), beskrevet av Hagman *mfl.* (2019). Analysen ble utført av kvalifisert personell ved jord- og vannlaboratoriet ved NMBU. Kjent volum av råvannet ble vakuumfiltrert gjennom en kombinasjon av ett glassmikrofiberfilter (Whatman GF/C) og ett 0.45 µm membranfilter (Sartorius Cellulose Acetate). Glassmikrofiberfilteret ble deretter tørket under mørke forhold og konserveret ved frysing. Ekstraksjon av klorofyll ble utført ved tilsetning av 3 ml 100% aceton som ekstraksjonsmiddel, etterfulgt av oppsugning og sentrifugering i 10 minutter ved 3000 o/min. HPLC ble utført på instrumentet Dionex™ UltiMate 3000 HPLC (Thermo Scientific™) med en Acclaim™ C30 kolonne, 3 µm (Thermo Scientific™). Identifisering av pigmenter ble utført manuelt med Dionex™ Chromeleon™ versjon 7.2.6 (Thermo Scientific™). Gjennomsnittlig deteksjonsgrense for analysen er 0.2 µg Chl *a* /L.

4.3 Vær- og klimadata

Data for nedbør og lufttemperatur ble hentet fra Meteorologisk institutts vær- og klimadatatjeneste eKlima. Nedbørsdata ble hentet fra værstasjon «1950» i Ørje i Marker kommune (59.4829, 11.6506), og data for temperatur ble hentet fra værstasjon «3290» i Rakkestad kommune (59.3882, 11.3905). Data for temperatur og nedbør ble hentet fra to ulike stasjoner grunnet manglende data av begge parametere fra én enkelt stasjon. Begge de valgte stasjonene er imidlertid innen 20 km rekkevidde for Søndre Brutjern, og antas å være representative for været i undersøkelsesområdet. Temperaturen er målt som middeltemperatur per dag i °C, fra 1. januar 2019 til 31. august 2019. Nedbørsdata er målt som total nedbør per døgn i mm, fra 1. januar 2019 til 31. august 2019. Normalverdi for temperatur fra perioden 1961 til 1990 er også hentet fra stasjonen i Rakkestad, og er fremstilt sammen med temperaturverdiene for 2019. Normalverdi for nedbør fra stasjonen i Ørje i tilsvarende periode var kun tilgjengelig som total mengde per måned, og er derfor vedlagt i en tabell med sammenligning av månedlig gjennomsnitt for nedbør i 2019.

4.4 Behandling av data

Rådata samlet *in situ* og fra laboratoriet ble organisert og sortert i Microsoft Office Excel 2019 (versjon 16.30), og er vedlagt som samletabell (vedlegg 4). MiniTab (versjon 19.1.1) ble brukt for fremstilling av isopletdiagrammer. Et isopletdiagram illustrerer linjer av like verdier (isotermer) av eksempelvis temperatur eller konsentrasjon, som en funksjon av to variabler, i dette tilfellet tid og dyp (Wetzel, 2001, s. 60). Isopletdiagrammer ble valgt fordi de fremstiller store datasett på en måte som gir indikasjon på sesongvariasjoner av fysiske, kjemiske eller biologiske egenskaper i en innsjø (Wetzel, 2001, s. 60). I forbindelse med fremstilling av isopletdiagrammene ble verdier fra 0.5-11.5 meter anvendt. 11.5 meter ble valgt som maksimumsdyp fordi de dypeste vannprøvene ble hentet fra dette dypet ved alle prøvetakingene, med unntak av to (10.04.19 og 02.05.19). Dette medfører at resultatene fra 12 meters dyp fra første prøvetaking (10.04.19), ikke fremgår av isopletdiagrammene. Resultatene kan leses fra vedlagt samletabell (vedlegg 4). Ved prøvetakingen 2. mai ble det ikke hentet prøver dypere enn 10 meter, og i isopletdiagrammene er det derfor interpolert mellom målingene gjort ved 11.5 meter 23.04.19 og 20.05.19. Verdiene som fremgår av isopletdiagrammene under 10 meter i dette tidsrommet er derfor usikre. Isopletdiagrammene interpolerer også mellom hver prøvetaking, samt mellom ulike dyp. Dette medfører at figurene ikke bør anvendes for å lese av enkeltverdier, men for å tolke indikasjoner på

sesongvariasjoner. For parametere uten variasjoner med dyp eller tid er dataene kun fremstilt i vedlagt samletabell (vedlegg 4). Dette gjelder løst ortofosfat (PO₄-P) og nitrat (NO₃-N). Ved fremstilling av isopletdiagram for ammonium (NH₄-N) ble det for verdier målt til lik/lavere enn deteksjonsgrensen (0.02 mg/L) brukt halvparten av deteksjonsgrensen (0.01 mg/L).

4.5 Statistiske analyser

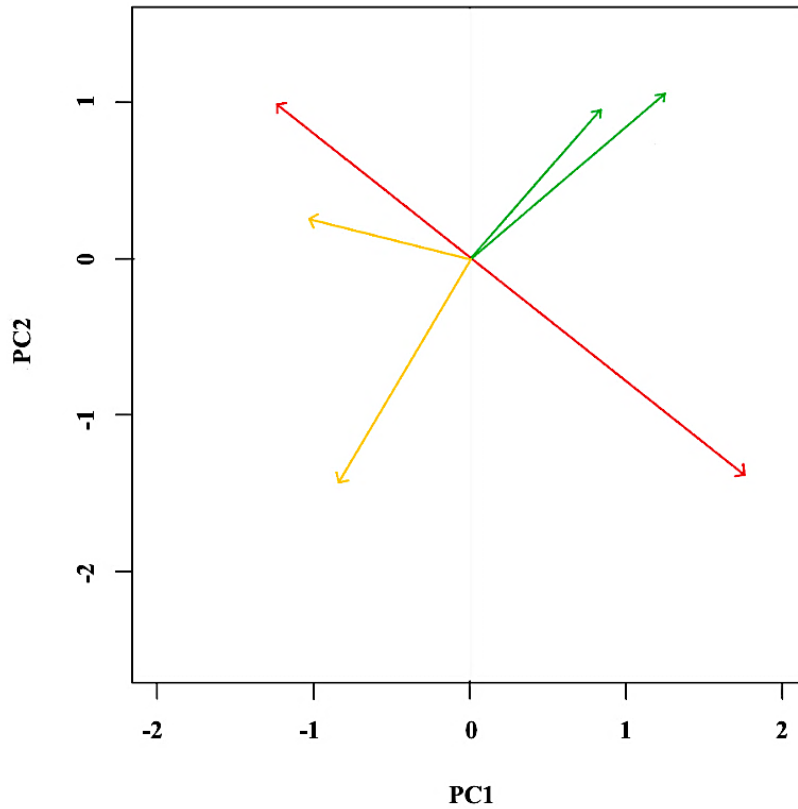
I dette studiet ble statistiske analyser gjennomført med MiniTab (versjon 19.1.1). Prinsippal komponent analyse og paret t-test ble gjennomført (se under).

4.5.1 Prinsippal komponent analyse (PCA)

Multivariabel dataanalyse ble gjennomført i form av prinsippal komponent analyse (PCA) for utvalgte deler av datasettet, for å vise korrelasjonen mellom ulike parametere. En prinsippal komponent analyse søker å hente ut informasjon fra store, komplekse, flerdimensjonale datasett (Wold, Esbensen og Geladi, 1987). I analysen reduseres store datasett, men variasjonen i datasettet beholdes (Wold, Esbensen og Geladi, 1987). Analysen fremstiller variabler som forklarer mest variasjon i datasettet, samt hvilke variasjoner som korrelerer (Wold, Esbensen og Geladi, 1987). Korrelasjonen mellom 13 variabler ble testet; klorid, konduktivitet, total fosfor, total nitrogen, ammonium, jern, mangan, farge, sulfat, svovel, oksygenmetning, klorofyll *a* og temperatur. Parametere uten vesentlige endringer med dybde eller tid ble ikke inkludert. Dette gjelder løst ortofosfat, nitrat, løst organisk materiale og pH. For ammonium ble halvparten av deteksjonsgrensen (0.01 mg/L) anvendt for verdier som ble målt til å være lik/lavere enn deteksjonsgrensen. Biplotet fra prinsippal komponent analysen er presentert under «5.6 Prinsippal komponent analyse (PCA)», korrelasjonen mellom egenvektorer og komponenter er vedlagt som vedlegg 3.

Retningene på pilene i biplotet indikerer om det er positiv, ingen eller negativ korrelasjon mellom variablene (forklaring fremgår av Figur 10). Analysen gir flere akser som representerer ulike komponenter, som forklarer ulike deler av variasjoner i datasettet. Første komponent (PC1) forklarer den største variasjonen, andre komponent (PC2) forklarer den nest største variasjonen, og så videre. Man vil få like mange komponenter som det er variabler (13). I forkant av analysen ble dataene normalisert til verdier mellom 0 og 1. Dette gjøres for å øke normaliteten og homogeniteten av dataene, samt at ekstreme verdier reduseres. Normaliseringen ble gjennomført i Excel med følgende formel:

- $\text{Log}(x+1)$.



Figur 10: Illustrasjon av korrelasjonen mellom ulike variabler i et biplot. Piler som går i tilnærmet lik retning har positiv korrelasjon (grønne piler), piler som går i motsatt retning har negativ korrelasjon (røde piler) og piler som er vinkelrette har liten korrelasjon (gule piler). Lengden på pilene tilsvarer tyngden variabelen har, der lengre piler tilsvarer større tyngde. Illustrasjonen er utformet i paint og er inspirert av Wold, Esbensen og Geladi (1987).

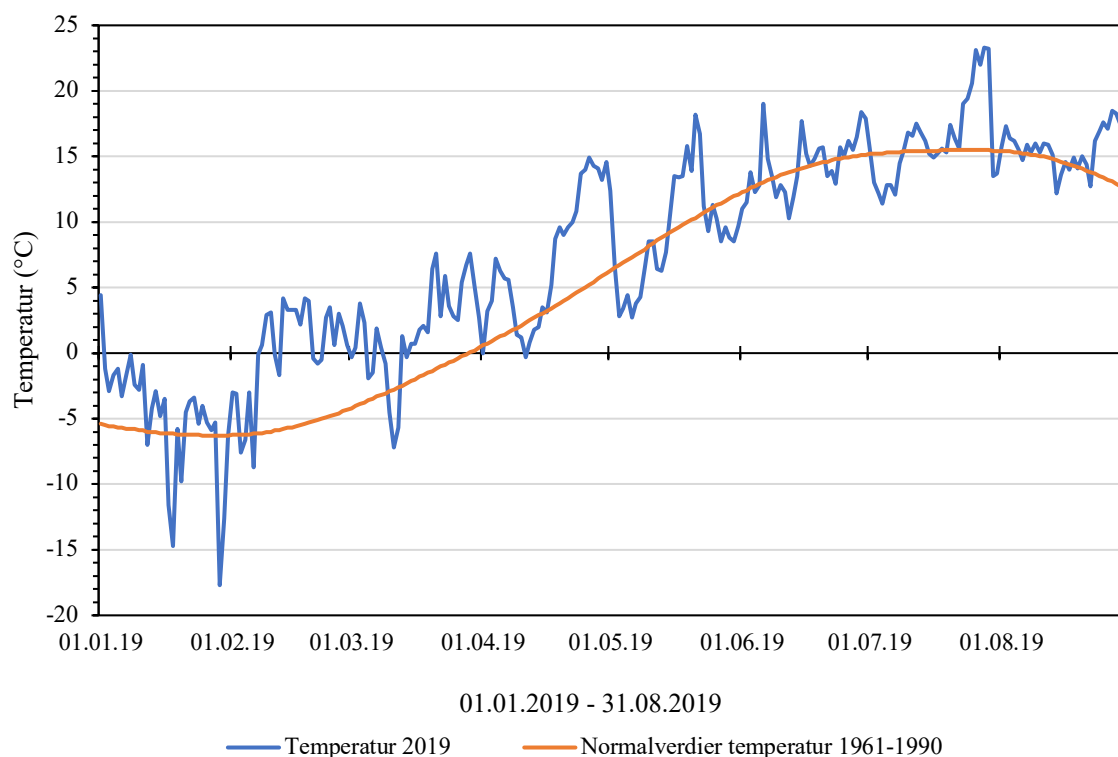
4.5.2 T-test

Det ble gjennomført paret t-test på utvalgte deler av datasettet. En t-test er en statistisk hypotesetest, der det testes om det er signifikant forskjell mellom gjennomsnittsverdiene i to datasett (Kim, 2015). Følgende parametere ble testet på bakgrunn av oppgavens prediksjoner: klorid, konduktivitet (*in situ*), total nitrogen, ammonium, nitrat, total fosfor og løst ortofosfat. I testen ble verdier av de ulike parameterne fra 0.5, 2 og 4 meter testet mot verdier fra 8, 10 og 11.5 meter. Antall verdier ble da 32. Testen ble valgt for å vurdere om det var en signifikant akkumulering av de nevnte parameterne i bunnvannet sammenlignet med overflatevannet. Det ble valgt at $p < 0.001$ for at en observasjon eller forskjell regnes som statistisk signifikant. Dette betyr at det må være 99.9% sikkerhet for at forskjellen regnes som signifikant. Testens svakhet er at den ikke tar hensyn til deteksjonsgrenser eller om verdiene er for lave til å si noe om forskjellen er signifikant. I testen ble rådata anvendt, med unntak av verdier lik eller lavere enn den gjennomsnittlige deteksjonsgrensen for gjeldende analyse, der halvparten av deteksjonsgrensen ble anvendt som verdi. Dette medfører at testen er usikker for ammonium, nitrat og løst ortofosfat, da flere av de målte verdiene av disse var lik/under deteksjonsgrensen for analysemetoden. Det ble allikevel valgt å gjennomføre t-testen på de nevnte parameterne, fordi den kun gir en indikasjon på om konsentrasjonsdifferansen skyldes tilfeldigheter eller ikke. Resultatene fra t-testen (p-verdiene) er presentert under isopletdiagrammet til tilhørende parameter og som vedlegg (vedlegg 5).

5. Resultater

5.1 Værforhold for undersøkelsesområdet i prøvetakingsperioden

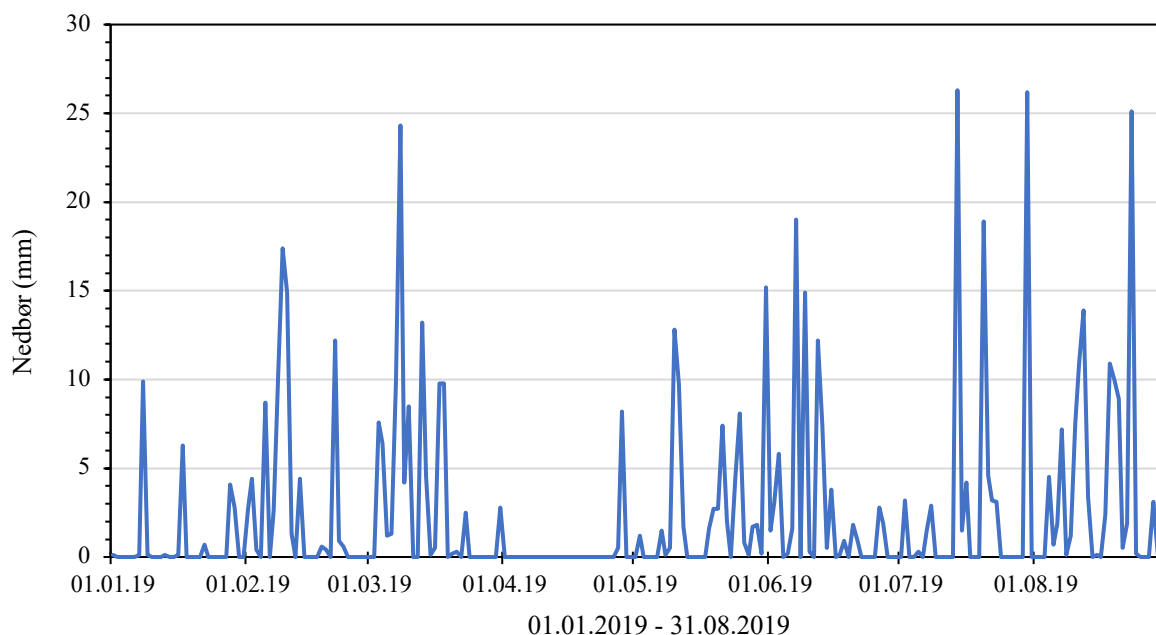
Værforholdene for undersøkelsesområdet i prøvetakingsperioden var preget av høye temperaturer og mye nedbør, sammenlignet med normalperioden (1961-1990) for området. Figur 11 og Figur 12 viser gjennomsnittlig daglig temperatur og nedbør for området, i perioden januar til august 2019. Tabell 2 og Tabell 3 viser gjennomsnittlig månedlig temperatur og nedbør for området i tilsvarende periode, samt avvik fra månedlig gjennomsnitt i normalperioden. Som det fremgår av resultatene ble det særlig i februar og mars registrert høyere temperaturer og mer totalnedbør sammenlignet med normalperioden. Sommeren var også preget av noe høyere temperaturer og mer nedbør sammenlignet med normalperioden. Januar, og særlig april, skilte seg imidlertid ut ved at det falt betydelig mindre nedbør disse månedene, sammenlignet med normalperioden.



Figur 11: Lufttemperatur fra 1. januar 2019 til 31. august 2019 (blå) og normaltemperatur fra 1961 til 1990 for Rakkestad kommune (oransje). Temperaturmålingene er vist som middeltemperatur per dag i °C. (Meteorologisk institutt, 2019)

Tabell 2: Gjennomsnittstemperatur for hver måned fra januar til august 2019, normaltemperatur per måned basert på målinger fra 1961 til 1990, og avvik fra normaltemperaturen for 2019 for Rakkestad. Temperaturmålingene er vist som middeltemperatur per dag per måned i °C. (Meteorologisk institutt, 2019)

Måned	Gjennomsnittstemperatur (°C) i 2019	Normaltemperatur (°C) 1961-1990	Avvik fra normalen for 2019 (°C)
Januar	-4.9	-5.9	+1.0
Februar	0.3	-5.5	+5.8
Mars	1.7	-2.0	+3.8
April	7.0	3.2	+3.8
Mai	9.3	9.3	0
Juni	14.3	14.0	+0.3
Juli	16.4	15.4	+1.0
August	15.6	14.3	+1.3



Figur 12: Totalt falt nedbør per døgn målt i mm fra 1. januar 2019 til 31. august 2019 for Ørje i Marker kommune. (Meteorologisk institutt, 2019)

Tabell 3: Total nedbørsmengde for hver måned fra januar til august 2019, normalverdier for nedbør per måned fra 1961 til 1990, samt avvik fra normalverdien for 2019 (mm) for Ørje i Marker kommune.

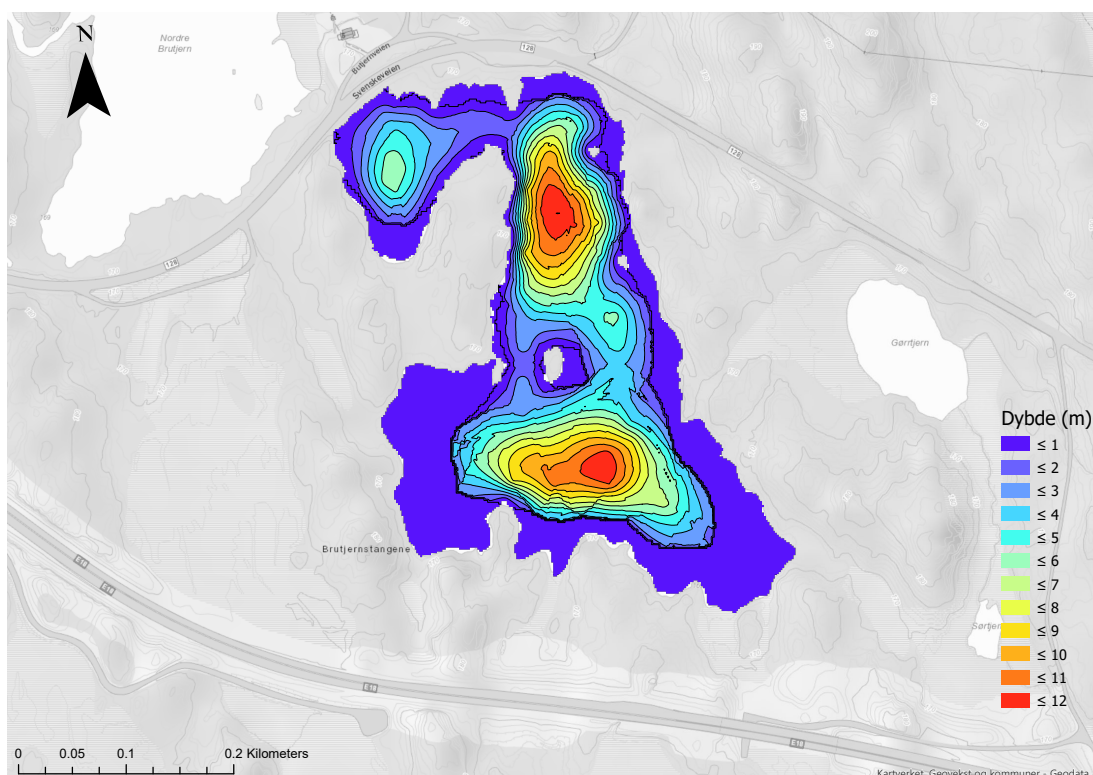
Nedbøren er målt som total nedbør per døgn per måned i mm. (Meteorologisk institutt, 2019)

* Ingen tilgjengelig normalverdi for juli måned fra denne stasjonen.

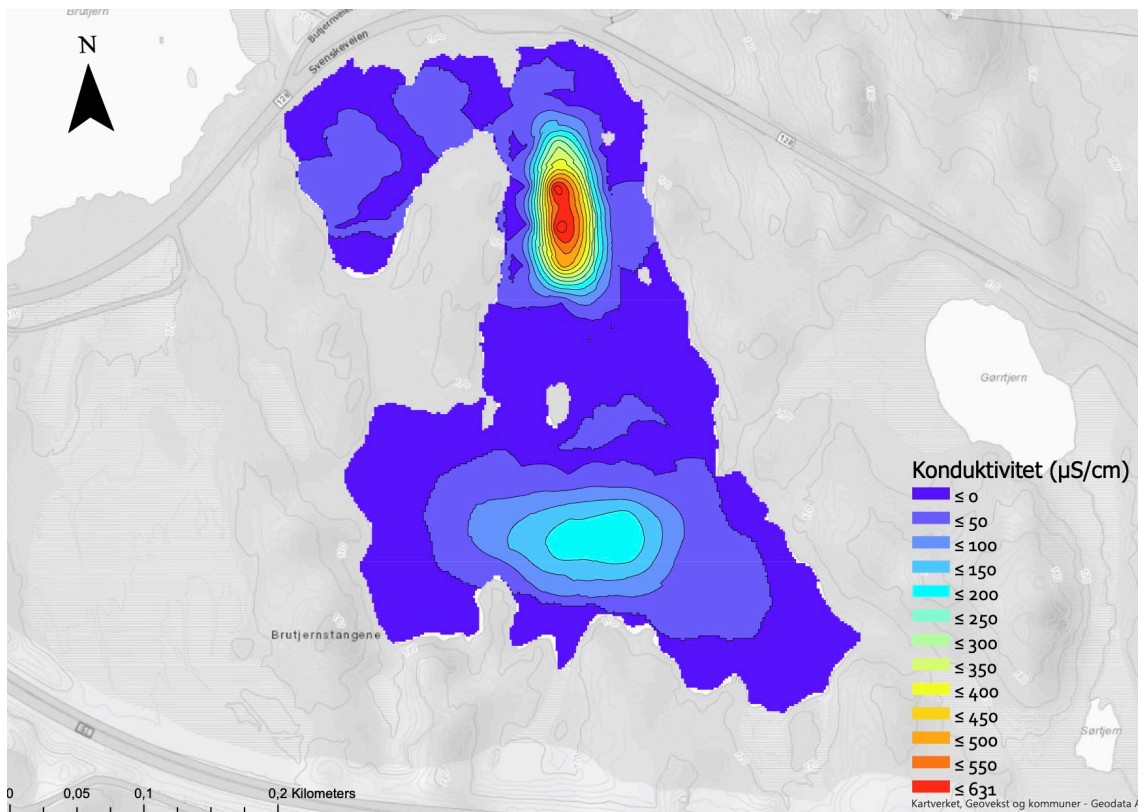
Måned	Total nedbørsmengde (mm) i 2019	Normalnedbør (mm) 1961-1990	Avvik fra normalen for 2019 (mm)
Januar	24.3	55.2	-30.9
Februar	81.7	44.8	+36.9
Mars	107.2	48.0	+59.2
April	8.7	43.5	-34.8
Mai	77.0	55.8	+21.2
Juni	78.7	69.0	+9.7
Juli	95.9	*	*
August	114.5	92.3	+22.2

5.2 Dybdekart og konduktivitetskart

Dybdekartet viser at Søndre Brutjern har tre innsjøbassenger adskilt med høydeterskler (Figur 13). Det nordøstlige og søndre bassenget er dypest (ca. 12 m), og har større volum enn det nordvestlige bassenget. Konduktivitetskartet (Figur 14), som illustrerer differansen mellom konduktivitet målt ved overflaten (0.5 m) og bunnvannet, tilsier at det var en vesentlig konduktivitetsgradient i det nordøstlige og det søndre bassenget. Det nordøstlige bassenget, nær FV128, hadde særlig forhøyede verdier av konduktivitet i bunnvannet. Høyeste målte verdi i dette bassenget var 793 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tilsvarende en konduktivitetsdifferanse mellom overflatevann (0.5m) og bunnvann (11m) på 781 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (vedlegg 6). I det søndre bassenget var høyeste målte verdi 338 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tilsvarende en konduktivitetsdifferanse mellom overflatevann (0.5m) og bunnvann (11m) på 326 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (vedlegg 6). I det nordvestlige bassenget var det tilnærmet lik konduktivitet i hele vannsøylen. Som nevnt ble det kun etablert én prøvestasjon (søndre basseng) i forbindelse med videre undersøkelser (se 4.1.1).



Figur 13: Dybdekart over Søndre Brutjern basert på måling av dyp (m) ved 59 punkter tatt 17. januar 2019. Kartet viser tre innsjøbassenger atskilt med høydeterskler. Kartet er utviklet i ArcGIS Pro og bakgrunnskartet er hentet fra Kartverket.



Figur 14: Konduktivitetskart over Søndre Brutjern basert på måling av konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ved 59 punkter tatt 17. januar 2019. Kartet viser differansen av konduktivitet målt i $\mu\text{S}/\text{cm}$ mellom overflatevann (0.5 m) og bunnvann. Kartet indikerer forhøyede verdier av konduktivitet i bunnvannet i to av innsjøens bassenger. Kartet er utviklet i ArcGIS Pro og bakgrunnskartet er hentet fra Kartverket.

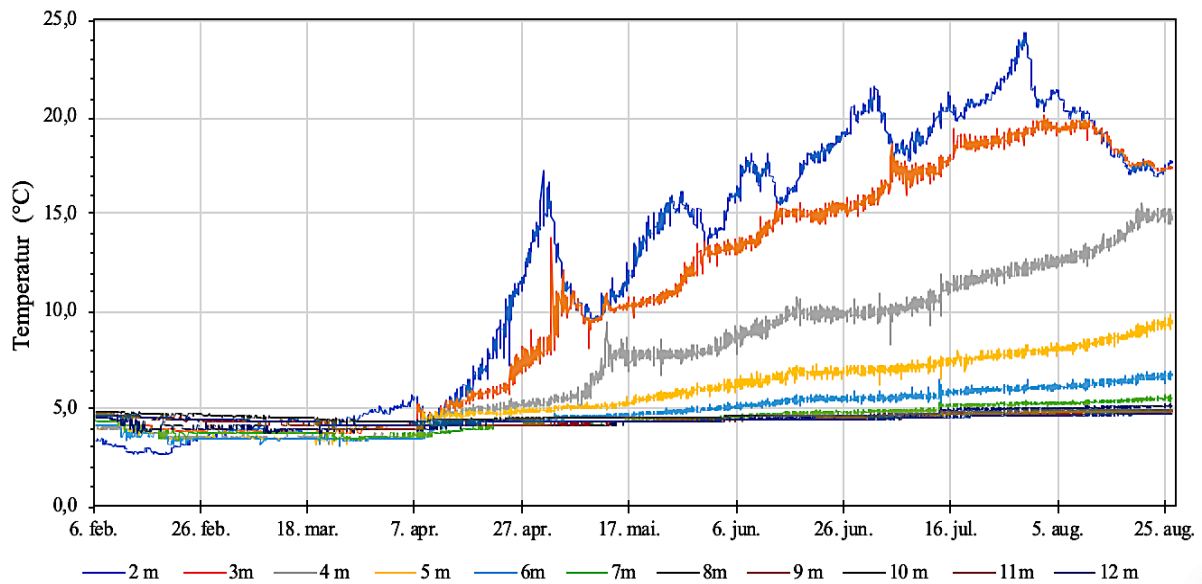
5.3 Kontinuerlig logging av temperatur og konduktivitet

Figur 15 og Figur 16 viser de kontinuerlige målingene av henholdsvis temperatur og konduktivitet i vannsøylen ved det dypeste punktet i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern, fra 6. februar til 26. august 2019. De kontinuerlige temperaturmålingene viser at temperaturen ved samtlige 11 dyp lå mellom 2.5-5°C fra 6. februar til 8. april, med noe variasjon i overflatevannet. I det samme tidsrommet var det vesentlig høyere konduktivitet i bunnvannet, sammenlignet med overflatevannet. Det var også en økning av konduktivitet i bunnvannet i denne perioden. Frem til 12. mars var det en svak økning av konduktivitet, hovedsakelig ved 6, 7, og 8 meter, og etter 12. mars ble økningen mer markant, hovedsakelig ved 11 meter. Økningen vedvarte i mars og april, og den høyeste målte konduktivetsverdien, på 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ble registrert 24. april. Dette tilsvarer mer enn tre ganger så høy konduktivitet som det ved samme tidspunkt var ved 3 meter (153 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Konduktiviteten ved 11 meter avtok deretter fra mai til ut august. Økningen i konduktivitet tyder på at det ble tilført vann med forhøyet ionestyrke til bunnvannet fra februar til april.

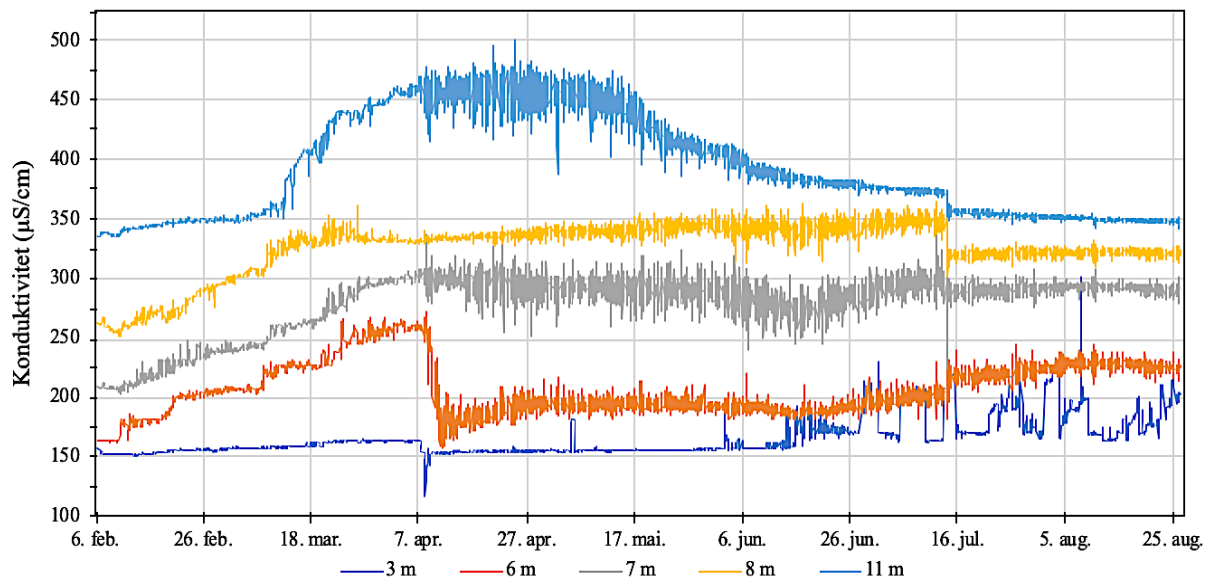
Som det fremgår av Figur 15 var temperaturen tilnærmet lik i hele vannsøylen 9. april. Dette tyder på at isløsning forekom rundt denne dagen. Ved isløsning ble det registrert et markant fall i konduktivitet ved 3 og 6 meter (Figur 16). Ved 7, 8 og 11 meter forble imidlertid konduktiviteten den samme. Dette indikerer sirkulasjon i de øvre 6 meterne. Konduktiviteten i overflatevannet (3 meter) var tilnærmet konstant fra begynnelsen av loggeperioden frem til juni (150-160 $\mu\text{S}/\text{cm}$), med unntak av en reduksjon rundt tidspunktet for isløsning og en økning 5. mai (Figur 16). Fra juni til ut august var konduktiviteten ved 3 meter varierende. Det var imidlertid en generell økende trend, og i slutten av august var konduktiviteten rundt 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ved 6 meter var det også en markant reduksjon i konduktivitet ved isløsning, fra 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Etter isløsning var konduktiviteten relativt stabil ved 6 meter ut loggeperioden. Tilsvarende gjelder for 7 og 8 meters dyp, men ved 7 meter var det større variasjon enn ved 6 meter. Som det fremgår av Figur 16 ble det registrert en markant reduksjon i konduktiviteten ved 11, 8 og 7 meters dyp 13 juli. Den samme dagen økte konduktiviteten ved 6 og 3 meters dyp. Til tross for at konduktiviteten økte i overflatelaget og avtok i dypere lag var det likevel en tydelig konduktivitetsgradient også etter 13. juli.

De kontinuerlige målingene av konduktivitet sett under ett indikerer en tydelig konduktivitetsgradient mellom 6 og 8 meters dyp i hele loggeperioden selv om konduktivitetsgradienten varierte noe i dybde og tydelighet.

Etter isløsning steg temperaturen markant ved 2 og 3 meter (Figur 15). Temperaturen i overflatelagene steg samtidig med at lufttemperaturen økte (Figur 11) frem til begynnelsen av mai, da temperaturen falt ved 2 og 3 meter, samtidig som temperaturen ved 4 meter økte. I samme periode avtok lufttemperaturen (Figur 11). Fra 5-12 meter så det ikke ut til å være vesentlige endringer i temperatur i dette tidsrommet. Dette tyder på sirkulasjon av de øvre 4 meterne av vannsøylen. Temperaturen steg så igjen ved 2 og 3 meter, før temperaturen igjen falt. Oppvarmingen av de øverste 3 meterne førte også til transport av varme nedover i dypet med påfølgende temperaturøkning ved 4 meters dyp. Det var også en svak temperaturøkning ved 5 og 6 meters dyp utover måleperioden. Ved 7, 8, 9, 10, 11 og 12 meter var temperaturen stabilt 4-5 °C gjennom hele måleperioden. Den høyeste temperaturen ble målt 30. juli, da loggeren ved 2 meter registrerte 24°C. På dette tidspunktet var det 12°C ved 4 meter, altså en halvering av temperatur på to meter. Dette indikerer en tydelig temperatursjiktning. Utover august falt temperaturen ved 2 og 3 meter, samtidig som lufttemperaturen avtok (Figur 11). Temperaturen ved 4, 5 og 6 meter fortsatte imidlertid å øke. Samlet sett var temperaturen stabil mellom 7 og 12 meters dyp gjennom hele perioden, mens i de øvre 6 meterne var det en tydelig sammenheng med lufttemperatur og transport av varme fra overflatelaget og nedover i dypet som følge av vindindusert sirkulasjon.



Figur 15: Kontinuerlige temperaturmålinger (°C) tatt med temperaturloggere ved 2m, 3m, 4m, 5m, 6m, 7m, 8m, 9m, 10m, 11m og 12m i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra februar til slutten av august 2019. Temperaturen ble registrert én gang per time.



Figur 16: Kontinuerlige konduktivetsmålinger (µS/cm) ved 3m, 6m, 7m, 8m og 11m i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra februar til slutten av august 2019. Konduktiviteten ble registrert én gang per time.

5.4 Feltobservasjoner fra vannprøvetakingen

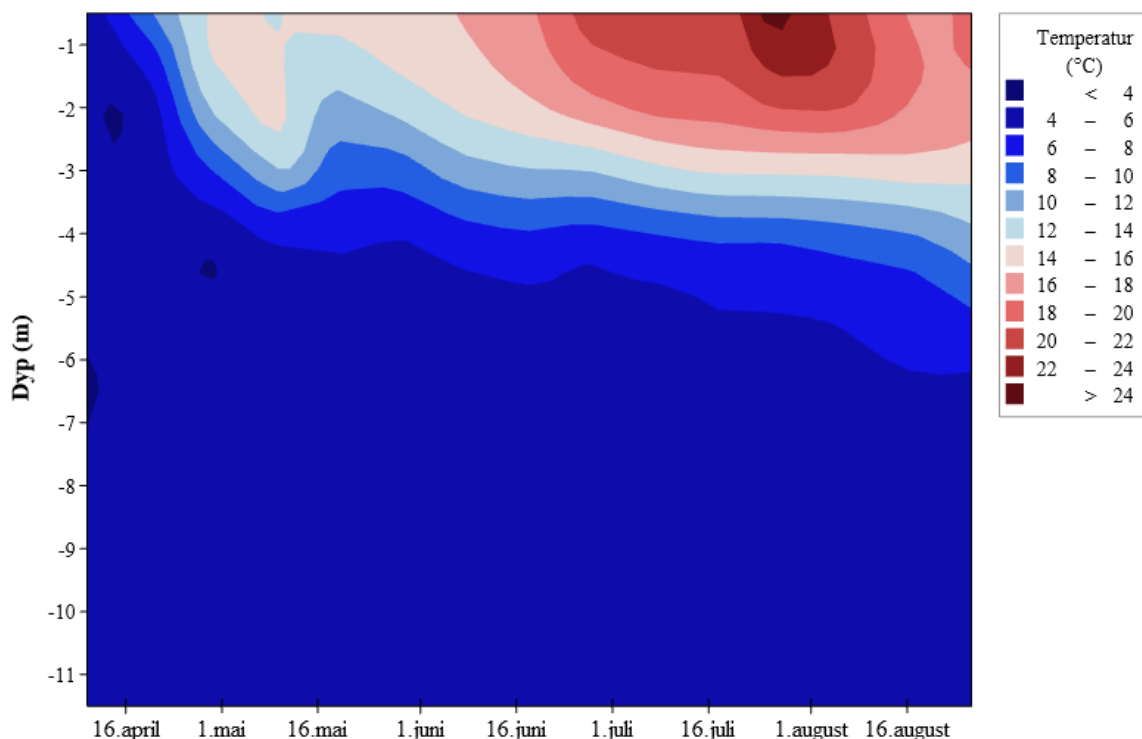
Det ble registrert sterk lukt av hydrogensulfid (H_2S) i bunnvannet (11.5 m) ved samtlige prøvetakinger. Dette indikerer sterkt reduserende forhold. Lukten ble i løpet av prøveperioden registrert ved flere dyp, og ved siste prøvetaking (26. august 2019) ble det registrert lukt helt opp til 6 meters dyp. Det ble da også observert små gassbobler og mørkere farge i vannet som ble hentet fra 11.5, 10 og 8 meter. Ved de fem første prøvetakingene ble det også observert utfellinger i form av brunfargede aggregater ved 11.5 meter.

5.5 Isopletdiagrammer for målinger *in situ* og laboratorieanalyser

De følgende isopletdiagrammene er basert på *in situ* data og laboratorieanalyser for de 76 prøvene som ble hentet i løpet av perioden 10. april til 26. august 2019. Det ble hentet 11 vannprøveserier i løpet av perioden fra 0.5 m, 2.0 m, 4.0 m, 6.0 m, 8.0 m, 10.0 m og 11.5 m (totalt 6-7 dyp/serie). Unntak knyttet til vannprøvetakingen er beskrevet under «4.1.3 Vannprøvetaking og *in situ* målinger» og bakenforliggende metodikk for utforming av isopletdiagrammene er beskrevet under «4.4 Behandling av data». Fullstendig samletabell av resultatene er gitt som vedlegg 4.

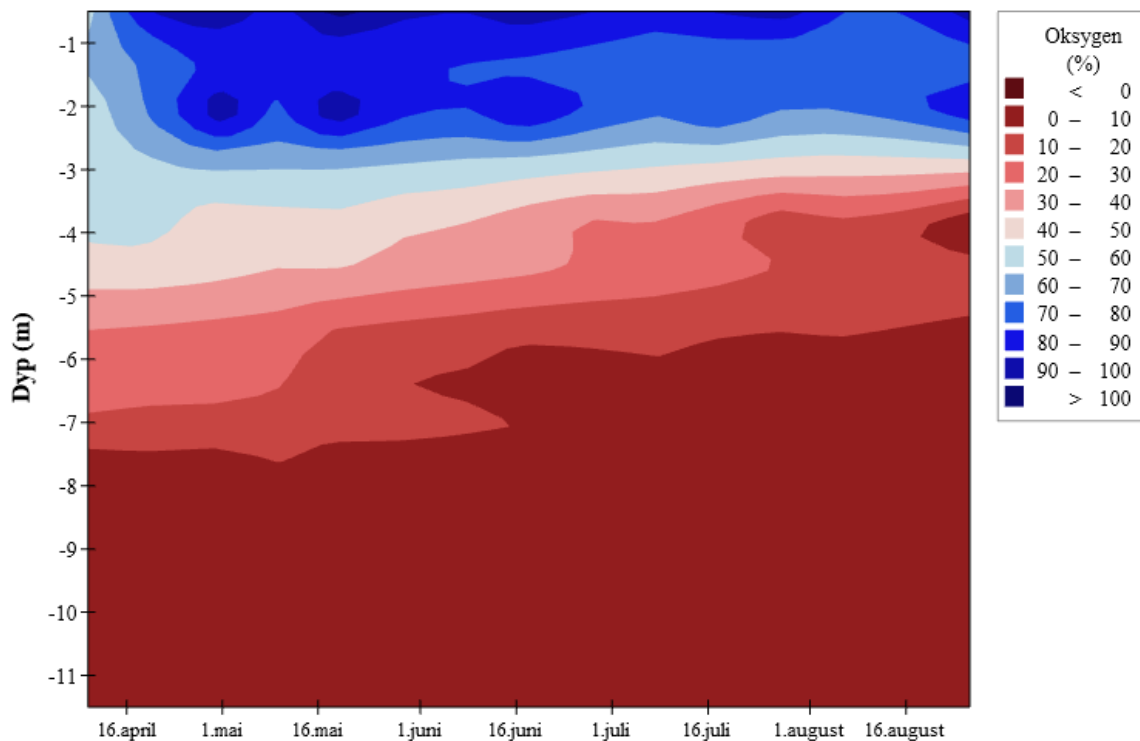
5.5.1 Temperatur, oksygen og pH

Ved første prøvetaking 10. april 2019, like etter isløsning, hadde hele vannsøylen, ut fra *in situ* målinger, tilnærmet lik temperatur (Figur 17). Dette korrelerer med de kontinuerlige målingene (se «5.3 Kontinuerlig logging av temperatur og konduktivitet»). Temperaturen i de øvre 4-5 meterne av vannsøylen ble deretter høyere i løpet av april og begynnelsen av mai, med størst temperaturøkning ved 0.5 meter. Rundt 12. mai falt temperaturen i denne delen av vannsøylen. Denne observasjonen korrelerer med de kontinuerlige temperaturmålingene, der det ble registrert en reduksjon i temperatur ved 2 og 3 meter, samtidig som temperaturen ved 4 meter økte, altså en utjevning av temperaturen. Etter denne temperaturutjevningen økte temperaturen igjen i overflatevannet. Tilsvarende som for lufttemperaturen ble høyeste målte vanntemperatur registrert 29. juli, da det ved 0.5 meters dyp var 24.5°C (Figur 11). De nedre 5-6 meterne bevarte en temperatur på under 5°C gjennom hele perioden, og ved 10 og 11.5 meter holdt temperaturen seg tilnærmet konstant 4.5°C.



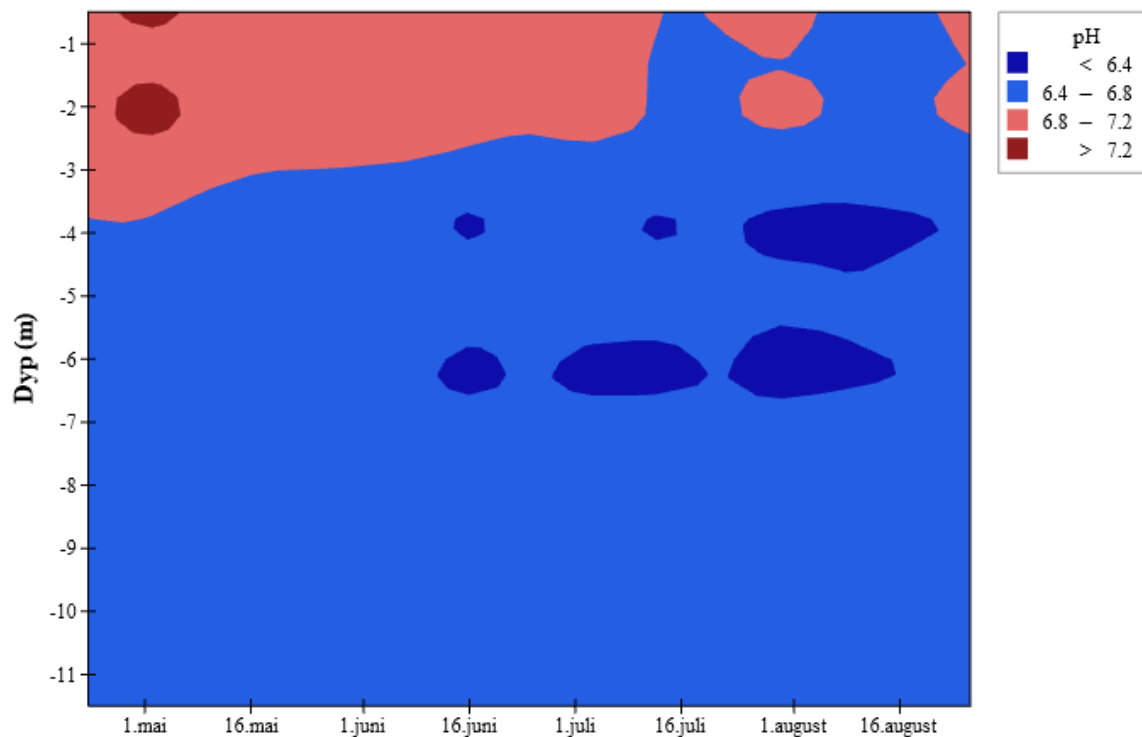
Figur 17: Isopletdiagram for temperatur (°C) målt *in situ* i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

Figur 18 viser hvordan oksygenmetningen (%) i hele vannsøylen endret seg i løpet av prøveperioden. Ved første prøvetaking 10. april var det 56 % oksygenmetning ved 0.5 meter. Nedover i vannsøylen avtok oksygenmetningen, og fra 8-11.5 meters dyp var det totalt oksygenfritt. I løpet av de to påfølgende ukene ble oksygenmetningen ved 0.5 meter nesten doblet, og høyeste oksygenmetning på 104 % ble målt 20. mai. Oksygenmetningen avtok deretter noe ved 0.5 meter, og ble 12. august målt til 85 %. Ved siste måling 26. august var oksygenmetningen noe høyere igjen (96.4 %). I bunnvannet (7-11.5m) var det oksygenfritt i hele perioden, og omfanget av det oksygenfrie sjiktet økte i løpet av perioden. Ved siste prøvetaking 26. august var det tilnærmet oksygenfritt opp til 4 meter. Økt omfang av anoksiske forhold i vannsøylen i løpet av perioden korrelerer med feltobservasjonene, som tilsa at det var økende omfang av reduserende forhold med påfølgende reduksjon av sulfat til hydrogensulfid.



Figur 18: Isoplethdiagram for oksygenmetning (%) målt in situ i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

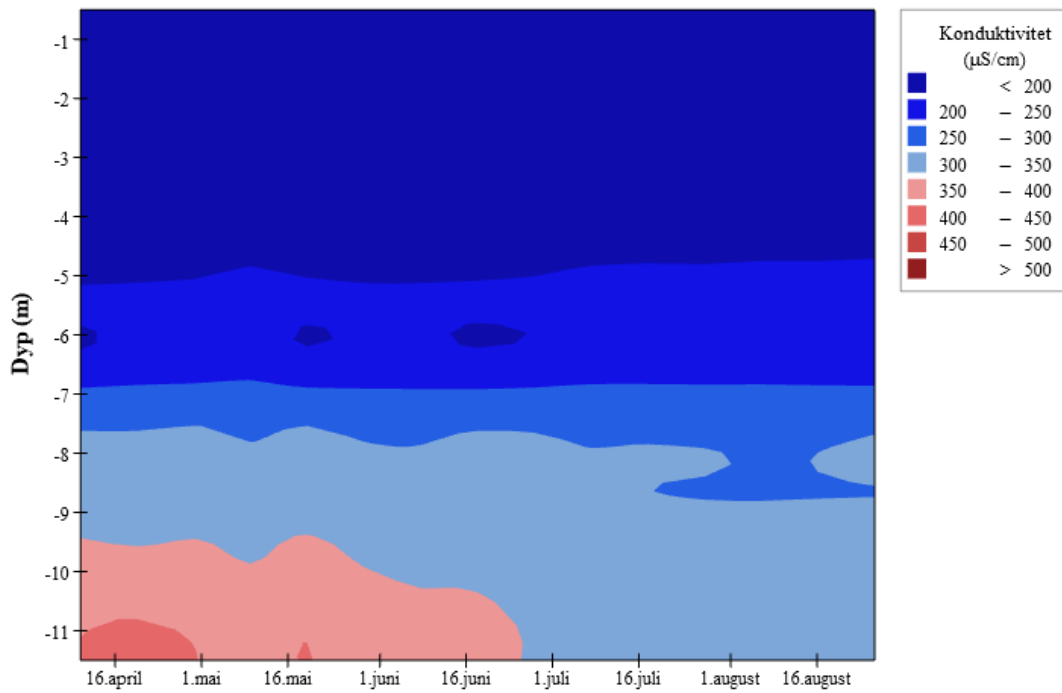
Figur 19 viser hvordan pH i vannsøylen endret seg i løpet av prøveperioden. Gjennomsnittlig pH for alle dyp gjennom hele prøveperioden var 6.6 (± 0.3). Det var noe høyere pH i de øvre 3-4 meterne fra april til mai (pH 7.0-7.4) sammenlignet med resten av vannsøylen (pH 6.5-7.0). Høyeste målte pH ble registrert 2. mai ved 2 meters dyp på 7.4. Laveste målte pH ble registrert 12. august ved 4 meter på 6.2.



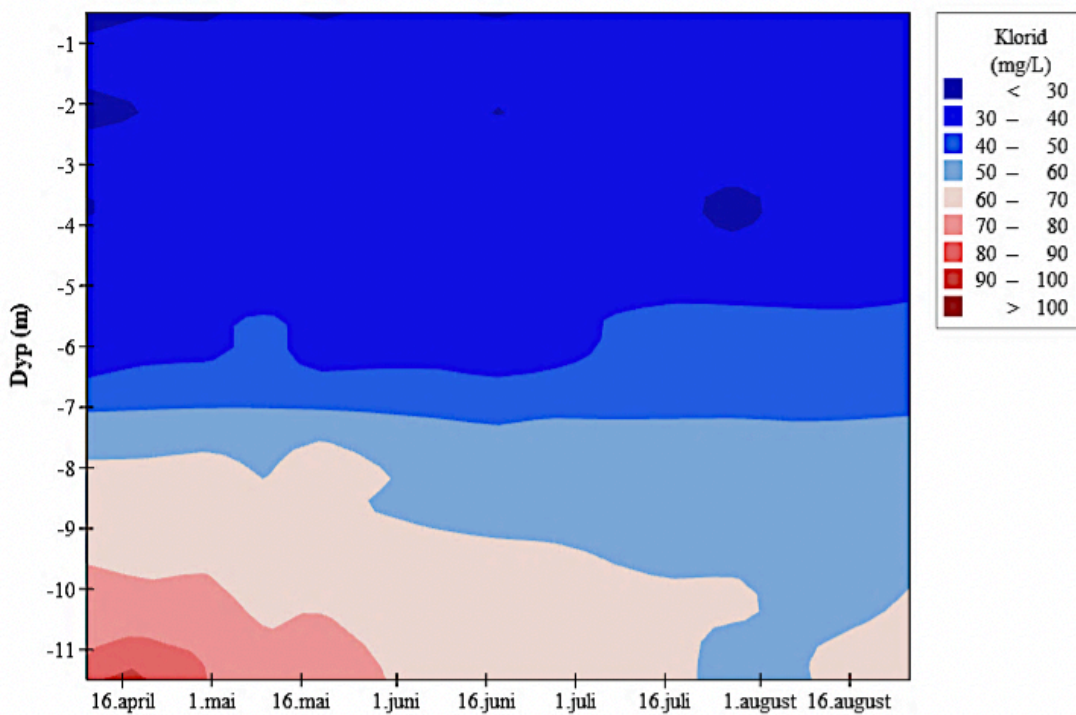
Figur 19: Isoplethdiagram for pH i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 23. april til 26. august 2019.

5.5.2 Konduktivitet og klorid

Som det fremgår av Figur 20 og Figur 21 korrelerer målingene for konduktivitet og kloridkonsentrasjon i stor grad. Både konduktiviteten og kloridkonsentrasjonen var høyest i bunnvannet i starten av prøveperioden (10. april), og hadde frem til slutten av august en avtagende trend, hovedsakelig ved 8-11.5 meter. Dette korrelerer med de kontinuerlige målingene av konduktivitet, som tilsa at det var en tilførsel av ionerikt vann i snøsmeltingsperioden (se Figur 16). 10. april ble konduktiviteten og kloridkonsentrasjonen ved 12 meter målt til henholdsvis 503 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og 105 mg/L (vedlegg 4). Dette tilsvarer nesten tre og fire ganger så høye verdier som det på samme tidspunkt ble målt ved 0.5 meter (160 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 28 mg/L). Ut fra figurene så det ut til at det lå et grensesjikt ved 7 meter, da de øvre vannmassene hadde lavere konduktivitet og kloridkonsentrasjon sammenlignet med de nedre vannmassene. T-test for klorid og konduktivitet tilsa at det for begge parametere var signifikant forskjell ($p < 0.001$) i konsentrasjon mellom topp- (0.5-4m) og bunnvann (8-11.5m) i løpet av perioden (se vedlegg 5). For hele perioden var konduktiviteten gjennomsnittlig 163 (± 4.3) $\mu\text{S}/\text{cm}$ og 355 (± 45) $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved henholdsvis 0.5-4 meter og 8-11.5 meter (se vedlegg 5). For klorid var gjennomsnittskonsentrasjonen 30.2 (± 1.7) mg/L og 67.1 (± 10.9) mg/L ved henholdsvis 0.5-4 meter og 8-11.5 meter (se vedlegg 5).



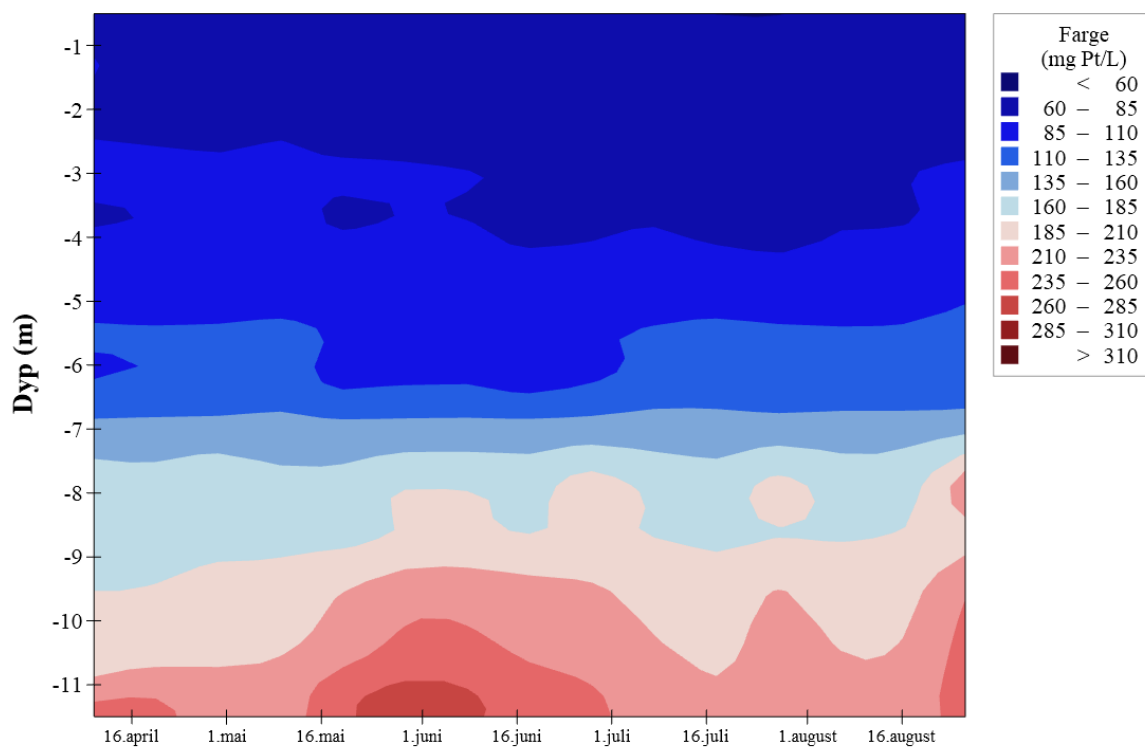
Figur 20: Isopletdiagram for konduktiviteten ($\mu\text{S}/\text{cm}$) målt in situ i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.



Figur 21: Isopletdiagram for kloridkonsentrasjonen (mg/L) målt i det søndre bassenget Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

5.5.3 Farge, jern, mangan og løst organisk materiale

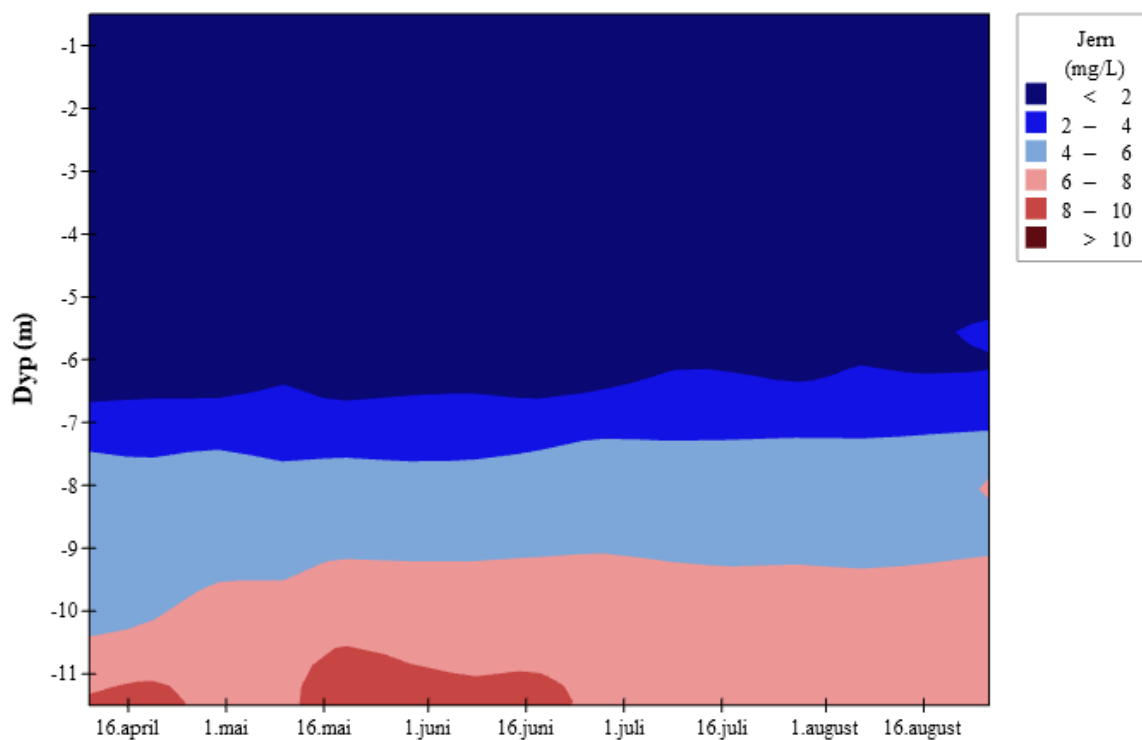
Figur 22 viser farge uttrykt i mg Pt/L for vannsøylen i løpet av prøveperioden. Det var gjennom hele prøveperioden lavest fargetall i de øvre 5 meterne (<110 mg Pt/L) med økende verdier nedover i vannsøylen. Det så ut til å ligge et grensesjikt ved 7 meter, og sjiktet så ut til å være stabilt gjennom hele prøveperioden. Fargetallet var relativt stabil gjennom hele perioden over grensesjiktet, mens de nedre 7-11.5 meterne så ut til å ha noe økende nivåer. Høyeste og laveste fargetall ble målt henholdsvis ved 11.5 meter 3. juni (325 mg Pt/L) og ved 0.5 meter 15. juli (56 mg Pt/L). Fargetallet i bunnvannet var generelt svært høyt.



Figur 22: Isoplethdiagram for farge (mg Pt/L) i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

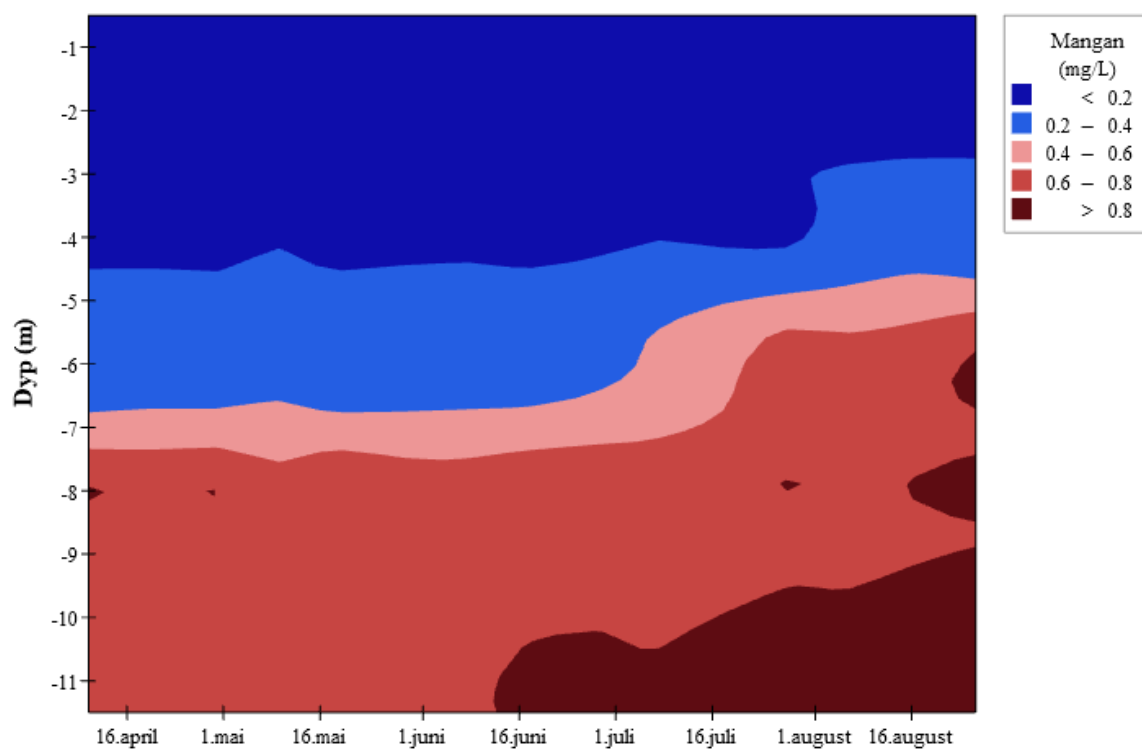
Figur 23 viser konsentrasjonsfordelingen av jern i løpet av prøveperioden.

Jernkonsentrasjonen var generelt høy i hele vannsøylen, og i bunnvannet var verdiene svært høye. Ved ca. 7 meter så det ut til å ligge et grensesjikt som vedvarte i hele prøveperioden. Over dette sjiktet var konsentrasjonen av jern stabilt under 2 mg/L, og under økte konsentrasjonen klart med dybde. Gjennomsnittskonsentrasjonen av jern ved 0.5 og 11.5 meter var henholdsvis 0.25 (± 0.08) og 8.71 (± 1.40) mg/L i løpet av perioden. Det var noe høyere konsentrasjon av jern ved 11.5 meter 10. april, 20. mai og 3. juni, men generelt var konsentrasjonen relativt stabil ved alle dyp gjennom hele prøveperioden. Ved sammenligning av konsentrasjonsfordelingen av jern og farge (Figur 23 og Figur 22) ser man en tydelig korrelasjon.



Figur 23: Isopletdiagram for jernkonsentrasjonen (mg/L) i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

Figur 24 viser konsentrasjonsfordelingen av mangan i løpet av prøveperioden. Likt som for jern var det klart forhøyede verdier av mangan under 7 meter, og i løpet av prøveperioden økte mangankonsentrasjonen i bunnvannet. Gjennomsnittlig konsentrasjon av mangan ved 0.5 og 11.5 meter var henholdsvis 0.057 (± 0.035) og 0.820 (± 0.087) mg/L i løpet av prøveperioden. Ved ca. 7 meters dyp så det ut til å ligge et grensesjikt, som ved økende konsentrasjoner av mangan i bunnvannet mot slutten av perioden, ble presset oppover i vannsøylen. Ved sammenligning av konsentrasjonsfordelingen av mangan og oksygenmetning (Figur 24 og Figur 18) ser man at trenden av økende mangankonsentrasjoner korrelerer med økt omfang av anoksiske forhold i vannsøylen.

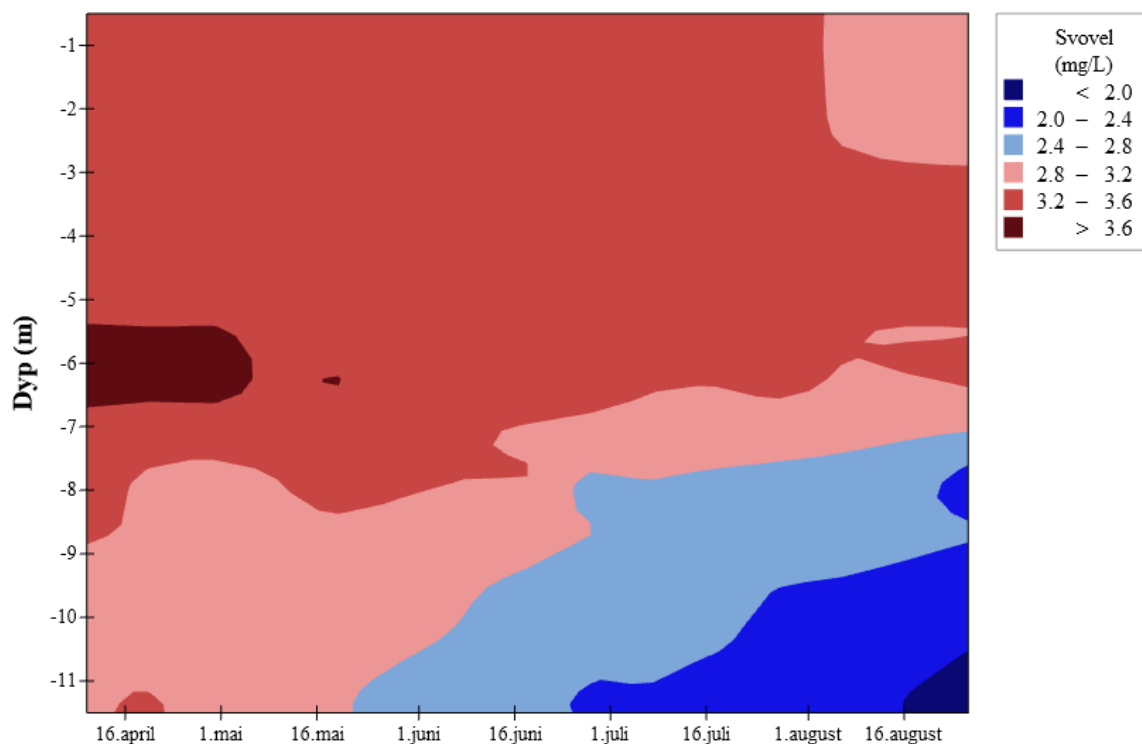


Figur 24: Isoplethdiagram for mangankonsentrasjonen (mg/L) i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

Det var ingen trend i fordelingen løst organisk materiale (DOC) med hverken dyp eller tid (se vedlegg 4). Konsentrasjonene av løst organisk materiale var generelt høye, med gjennomsnittlig konsentrasjon på 13.0 (± 1.02) mg DOC/L. Høyeste og laveste målte verdier var henholdsvis 15 mg/L (flere dyp ved ulike tidspunkt) og 7.4 mg/L (29. juli ved 4 meter).

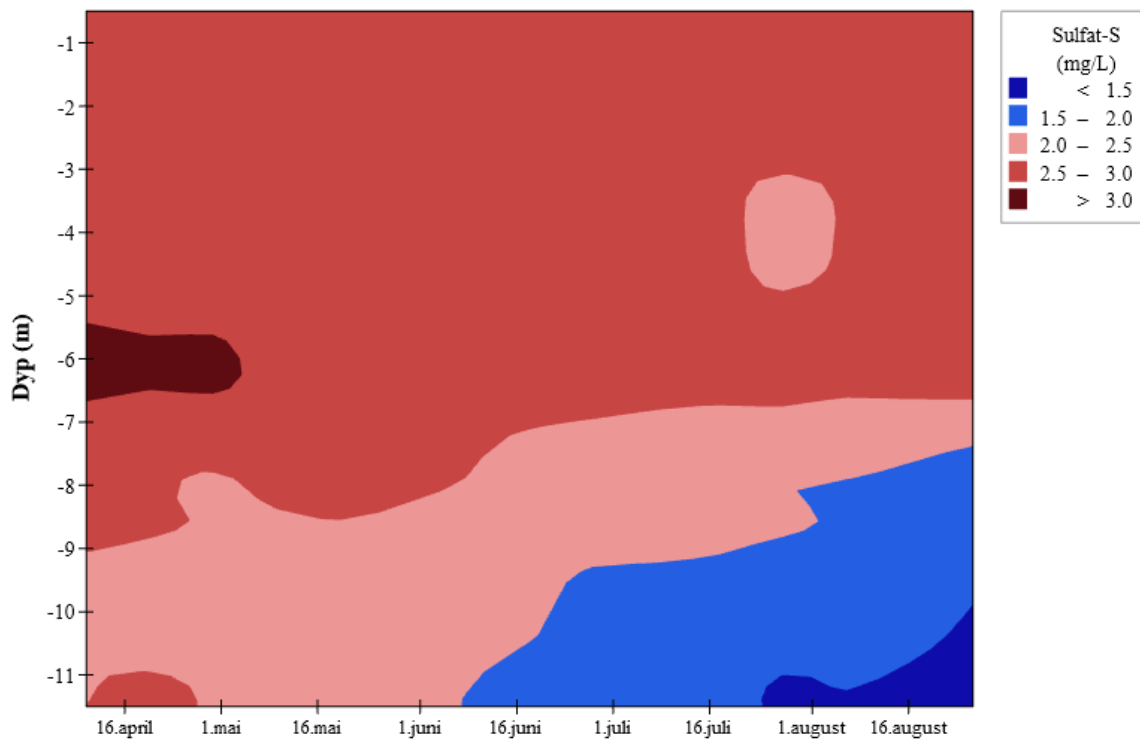
5.5.4 Total svovel og sulfat

Figur 25 viser konsentrasjonsfordelingen av total svovel i løpet av prøveperioden, og som det fremgår av figuren var det relativt varierende konsentrasjoner. De høyeste konsentrasjonene av total svovel ble målt ved 6 meters dyp de syv første prøvetakingene, med gjennomsnittlig 3.71 (± 0.18) mg S/L. De laveste konsentrasjonene ble gjennom hele prøveperioden målt ved 11.5 meter, med gjennomsnittlig 2.47 (± 0.55) mg S/L. I løpet av prøveperioden avtok svovelkonsentrasjonen, særlig under 6 meters dyp. Ved første prøvetaking ble svovelkonsentrasjonen målt til 3.2 mg/L ved 12 meter, og ved siste prøvetaking ble den målt til 1.7 mg/L ved 11.5 meter (se vedlegg 4). Den avtagende konsentrasjonen korrelerer med økt omfang av anoksiske forhold i bunnvannet, se Figur 18. Det ble som nevnt registrert lukt av hydrogensulfid i bunnvannet med økende omfang i løpet av prøveperioden. Analysen av total svovel omfatter ikke H₂S, og den avtagende konsentrasjonen av total svovel skyldes med stor sannsynlighet derfor økt omgjøring til hydrogensulfid (H₂S).



Figur 25: Isoplethdiagram for konsentrasjonen av total svovel (S) (mg/L) i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

Figur 26 viser hvordan konsentrasjonsfordelingen av sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$) endret seg i løpet av prøveperioden. Ved sammenligning av Figur 25 og Figur 26 er det tydelig at fordelingen av sulfat i stor grad korrelerer med fordelingen av svovel. De høyeste målte sulfatkonsentrasjonene var likt som for total svovel ved 6 meters dyp de første syv målingene, med gjennomsnittlig $3.1 (\pm 0.14)$ mg $\text{SO}_4\text{-S/L}$. I løpet av prøveperioden avtok konsentrasjonen, hovedsakelig under 6 meters dyp. Ved siste prøvetaking 26. august ble sulfatkonsentrasjonen ved 11.5 meter målt til 1.1 mg $\text{SO}_4\text{-S/L}$, en klar reduksjon fra første prøvetaking, da det ble målt 2.5 mg $\text{SO}_4\text{-S/L}$ (12 meter, 10. april). Andelen av totalt svovel som forelå som sulfat var generelt relativt høy. Ved 0.5 meter holdt andelen sulfat av totalt svovel seg relativt stabilt på gjennomsnittlig 81% i hele prøveperioden, mens ved 11.5 meter avtok andelen i løpet av prøveperioden. Høyeste andel sulfat/total svovel ved 11.5 meter ble målt 23. april (81%) og laveste andel ble målt 26. august (64%). Lineær regresjonsanalyse av prosent sulfat/total svovel ved 11.5 meter gav en reduksjon på 0.001% per dag ($R^2=0.731$).

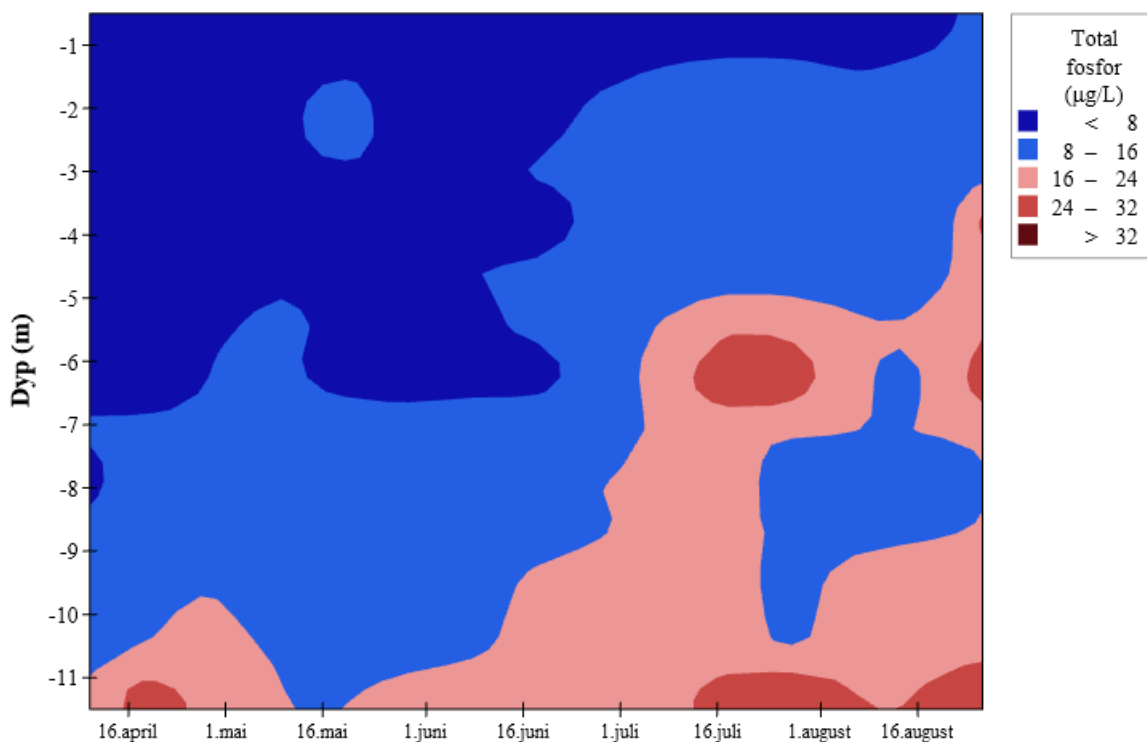


Figur 26: Isoplethdiagram for sulfatkonsentrasjonen ($\text{SO}_4\text{-S}$) (mg/L) i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

5.5.5 Næringsstoffer

Total fosfor og løst ortofosfat

Konsentrasjonsfordelingen av total fosfor (Figur 27) hadde i løpet av prøveperioden ingen helt klar trend. Konsentrasjonene var høyere i bunnvannet, og sjiktet med forhøyede konsentrasjoner så ut til å øke i omfang i løpet av perioden. Ved første prøvetaking 10. april var det over syv ganger så mye total fosfor ved 12 meter (18.8 µg/L) som ved 0.5 meter (2.5 µg/L). Høyeste målte verdi av total fosfor ble målt 15. juli ved 6 meters dyp på 38.8 µg/L. T-test for total fosfor tilsa at det var en signifikant forskjell ($p < 0.001$) på konsentrasjonen mellom topp- (0.5-4m) og bunnvann (8-11.5m) i løpet av perioden (se vedlegg 5). For hele perioden var det gjennomsnittlig $7 (\pm 4.4)$ µg/L og $17.6 (\pm 7.3)$ µg/L total fosfor ved henholdsvis 0.5-4 meter og 8-11.5 meter.

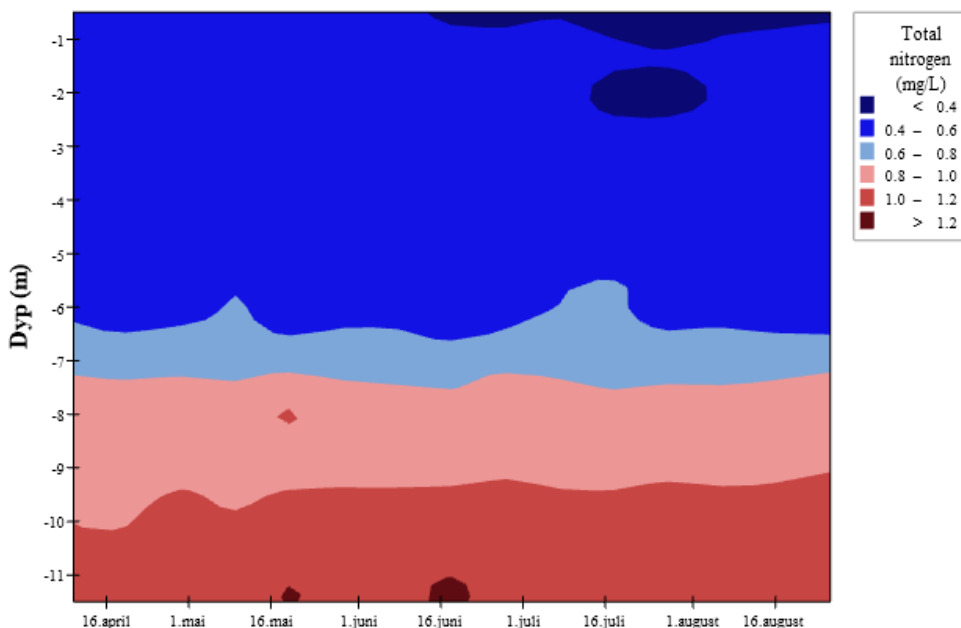


Figur 27: Isoplethdiagram for total fosfor (TP) i µg/L i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

Målingene av løst ortofosfat (PO₄-P) viste ingen trend, og verdiene var generelt lave sammenlignet med mengden total fosfor (se vedlegg 4). Høyeste målte konsentrasjon av løst ortofosfat var ved første prøvetakning, 10. april, ved 10 meters dyp på 4.9 µg/L. Over halvparten av målingene gav verdier under deteksjonsgrensen på 1 µg/L. T-test for løst ortofosfat tilsa at det ikke var en signifikant forskjell ($p > 0.001$) på konsentrasjonen mellom topp- (0.5-4m) og bunnvann (8-11.5m) i løpet av perioden (se vedlegg 5).

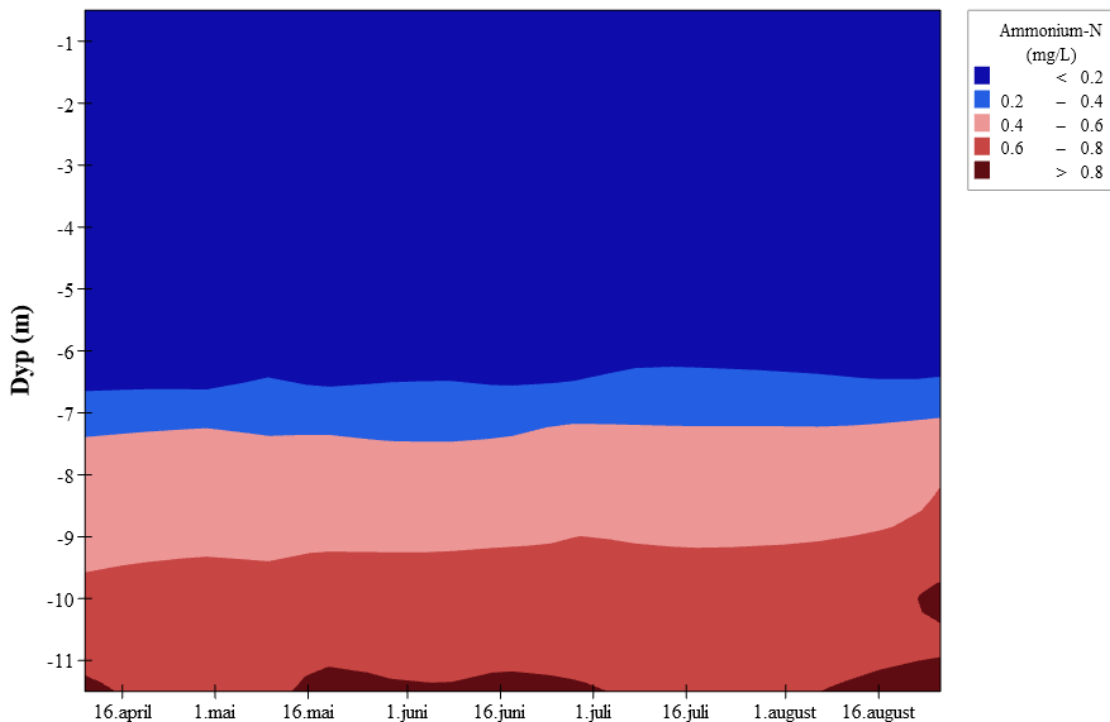
Total nitrogen, ammonium og nitrat

Konsentrasjonsfordelingen av total nitrogen, illustrert i Figur 28, viste forhøyede verdier i bunnvannet. Likt som for flere av de undersøkte parameterne så det for total nitrogen ut til å foreligge et grensesjikt ved 7 meters dyp. Konsentrasjonen av total nitrogen i de øvre 6 meterne forble under 0.6 mg/L i hele prøveperioden. En reduksjon oppsto imidlertid i de øvre 2 meterne i løpet av perioden, med laveste målte verdi på 0.34 mg/L ved 0.5 meter. Høyeste målte konsentrasjon på 1.3 mg/L ble målt tre ganger ved 11.5 meters dyp i løpet av perioden. T-test for total nitrogen tilsa at det var en signifikant forskjell ($p < 0.001$) på konsentrasjonen mellom topp- (0.5-4m) og bunnvann (8-11.5m) i løpet av perioden (se vedlegg 5). For hele perioden var det gjennomsnittlig 0.41 (± 0.05) mg/L og 1.07 (± 0.13) mg/L total nitrogen ved henholdsvis 0.5-4 meter og 8-11.5 meter.



Figur 28: Isoplethdiagram for TN (mg/L) i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

Konsentrasjonsfordelingen av ammonium (Figur 29) fulgte samme trend som total nitrogen; lagdelt i vannsøylen med lavest konsentrasjon i de øvre 6 meterne og forhøyede konsentrasjoner i bunnvannet. Flere av målingene gav verdier under deteksjonsgrensen på 0.02 mg/L. For disse ble halvparten av deteksjonsgrensen (0.01 mg/L) anvendt ved konstruksjon av isopletdiagrammet. T-test for ammonium tilsa at det var en signifikant forskjell ($p < 0.001$) på konsentrasjonen mellom topp- (0.5-4m) og bunnvann (8-11.5m) i løpet av perioden (se vedlegg 5). For hele perioden var det gjennomsnittlig 0.012 (± 0.006) mg/L og 0.725 (± 0.147) mg/L ammonium ved henholdsvis 0.5-4 meter og 8-11.5 meter.

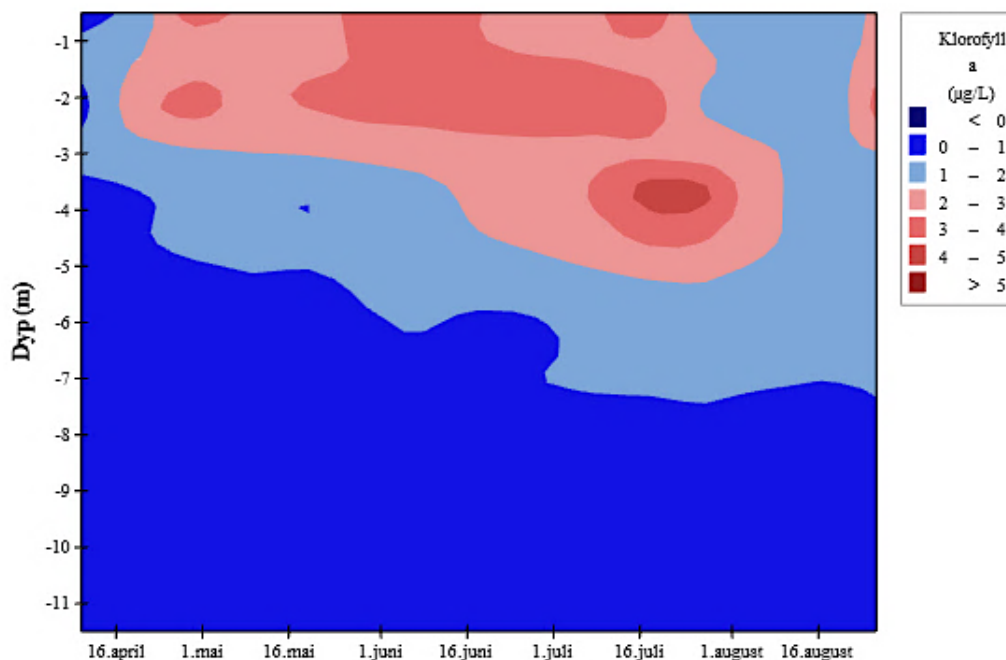


Figur 29: Isopletdiagram for $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/L) i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

For nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) var det ingen trend i konsentrasjonsfordelingen med hverken dybde eller tid, se vedlegg 4. Det var noe høyere konsentrasjoner rundt 6 meters dyp i starten av undersøkelsesperioden (0.16 mg/L 10.april), men verdiene var generelt lave og mange av målingene gav verdier under deteksjonsgrensen (0.02 mg/L). For hele perioden var det gjennomsnittlig 0.04 (± 0.04) mg/L og 0.01 (± 0.01) mg/L nitrat ved henholdsvis 0.5-4 meter og 8-11.5 meter. T-testen for nitrat tilsa at det var en signifikant forskjell ($p < 0.001$) på konsentrasjonen mellom topp- (0.5-4m) og bunnvann (8-11.5m) i løpet av perioden (se vedlegg 5). Det legges imidlertid liten vekt på resultatet fra t-testen fordi den ikke tar hensyn til at de fleste verdiene var under deteksjonsgrensen for analysemetoden.

5.5.6 Klorofyll *a*

Konsentrasjonsfordelingen av klorofyll *a* er illustrert i Figur 30, og som det går frem av figuren ble de høyeste konsentrasjonene målt i de øvre 4-5 meterne fra mai til august. Høyeste målte konsentrasjon på 5.3 µg/L ble målt ved 4 meters dyp 15. juli. Konsentrasjonene var generelt lave med gjennomsnittlig 2.5 (±1.4) µg/L i de øvre 4 meterne. Det ble ikke målt konsentrasjoner av klorofyll *a* over 1 µg/L under 6 meters dyp ved noen av prøvetakingene.



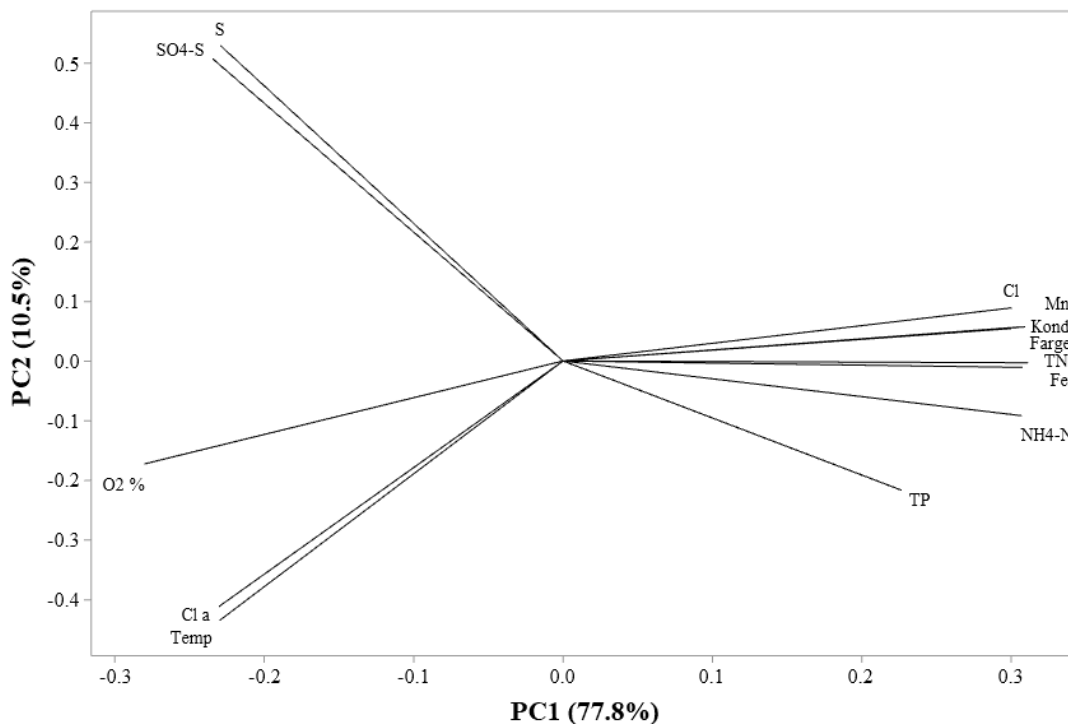
Figur 30: Isoplethdiagram for klorofyll *a* (Cl *a*) (µg/L) i det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern fra 10. april til 26. august 2019.

5.6 Prinsippal komponent analyse (PCA)

Biplottet fra prinsippal komponent analysen av de utvalgte parameterne (13 variabler) er fremstilt i Figur 31. Den totale analysen med egenvektorer er vedlagt som vedlegg 3. Analysen viste at PC1 (første komponent) og PC2 (andre komponent) forklarte mye av variasjonen i datasettet, hvorav PC1 forklarte 77.8% og PC2 forklarte 10.5%, samlet sett 88.3% (vedlegg 3). Jern var variabelen med høyest positiv korrelasjon med PC1 (0.312), og tilnærmet ingen korrelasjon med PC2 (-0.003). Også ammonium, mangan, total nitrogen, total fosfor, farge, klorid og konduktivitet hadde positiv korrelasjon med PC1. Variabelen som hadde høyest negativ korrelasjon med PC1 var oksygen (-0.280), etterfulgt av sulfat-S, klorofyll *a*, temperatur og total svovel. For PC2 var variablene med høyest positiv korrelasjon

total svovel (0.529) og sulfat-S (0.507). Klorofyll *a* og temperatur var variablene som hadde høyest negativ korrelasjon med PC2, etterfulgt av total fosfor og oksygen.

Det mest fremtredende fra biplottet er korrelasjonen mellom variablene klorid, konduktivitet, mangan, jern, farge, total nitrogen og ammonium. Alle disse hadde, som tidligere nevnt, et grensesjikt ved ca. 7 meters dyp som vedvarte gjennom hele perioden med forhøyede verdier i bunnvannet. De nevnte variablene hadde også mest fremtredende negativ korrelasjon med oksygen, som var fraværende i bunnvannet gjennom hele prøveperioden. Av biplottet er det også tydelig at det var høy grad av korrelasjon mellom total svovel og sulfat-S, samt mellom klorofyll *a* og temperatur.



Figur 31: Biplot fra prinsippal komponent analyse (PCA) av normaliserte verdier av variablene klorid (Cl), konduktivitet (kond), total fosfor (TP), total nitrogen (TN), ammonium (NH₄-N), jern (Fe), mangan (Mn), farge, sulfat (SO₄-S), svovel (S), oksygenmetning (O₂%), klorofyll *a* (Cl *a*) og temperatur (temp) for hele vannsøylen (0.5-11.5 meters dyp) i Søndre Brutjern. PC1 og PC2 representerer første og andre akse som viser type korrelasjon og grad av korrelasjon. PC1 forklarer mest av variasjonen (77.8%).

6. Diskusjon

6.1 Sjiktningsforhold og veisaltpåvirkning

6.1.1 Sjiktningsforhold

Resultatene gir samlet sett klare indikasjoner på at vannsøylen i det søndre bassenget i Søndre Brutjern var kjemisk sjiktet gjennom hele undersøkelsesperioden. Ved isløsning 9. april hadde hele vannsøylen tilnærmet lik temperatur (Figur 15), og dermed teoretisk lik tetthet (Wetzel, 2001, s. 75–80). I en holomiktisk innsjø vil selv små mengder vindenergi i en tilsvarende situasjon gi fullstendig blanding av vannmassene (fullsirkulasjon), med unntak av innsjøer som er svært skjermet mot vind (Wetzel, 2001, s. 75–80). Søndre Brutjern er vurdert til å være moderat vindutsatt (Saunes *mfl.*, 2019). Ved fullsirkulasjon får bunnvannet tilført oksygen, samtidig som næringsstoffer, og andre løste substanser akkumulert i bunnvannet, transporteres opp i øvre vannlag (Wetzel, 2001, s. 75–80). Mangel på fullsirkulasjon av vannsøylen (vårsirkulasjon) i Søndre Brutjern etter isløsning, som blant annet kan sees fra de kontinuerlige målingene av konduktivitet i vannsøylen (Figur 16), tilsier at sjiktningen ikke skyldes en termisk gradient, men en kjemisk tetthetsgradient (salinitet). Det var tydelig forhøyede verdier av konduktivitet i bunnvannet gjennom hele undersøkelsesperioden, og ved isløsning så det kun ut til å være sirkulasjon i de øvre 6 meterne av vannsøylen, da konduktiviteten ved 7, 8 og 11 meter forble den samme (Figur 16). Vedvarende anoksiske forhold ved 7-11.5 meter fra isløsning til slutten av august (Figur 18), tyder også på at det ikke forekom fullsirkulasjon etter isløsning, da fullsirkulasjon som nevnt gir tilførsel av oksygen til bunnvannet (Wetzel, 2001, s. 154–157). Isopletdiagrammene for konsentrasjonsfordelingen av farge, mangan, jern, klorid, konduktivitet, total nitrogen og ammonium indikerer også at vannsøylen var kjemisk sjiktet i hele prøveperioden, da de viste klart forhøyede verdier i bunnvannet (Figur 22, Figur 24, Figur 23, Figur 21, Figur 20, Figur 28 og Figur 29). Som det fremgår av de nevnte figurene så det ut til å ligge et grensesjikt ved 7 meter som vedvarte i hele perioden. Dersom vårfullsirkulasjon hadde forekommet ville man forventet at disse parameterne var mer homogent distribuert i vannsøylen (Wetzel, 2001, s. 75–80). Prinsippal komponent analysen tilsa at oksygenmetningen hadde vesentlig negativ korrelasjon med alle de nevnte parameterne, da oksygenmetningen avtok med dybde og konsentrasjonen/omfanget av de nevnte parameterne økte med dybde (Figur 31). Det antas derfor å ha vært vedvarende anoksiske forhold i bunnvannet i en lengre tidsperiode og dette

antas å være en pådrivende faktor for akkumuleringen av reduserte substanser, salinitet og hydrogensulfid i denne delen av vannsøylen.

Samlet sett indikerer resultatene til at en kjemisk tetthetsgradient (et grensesjikt), *kjemoklin*, var etablert ved rundt 7 meters dyp. Med utgangspunkt i dette antas det at det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern er permanent kjemisk sjiktet, *meromiktisk*, med de øvre 6-7 meterne som sirkulerende toppsjikt, *miksolimnion*, og de nedre 4-5 meterne som stagnerende anoksisk bunnvann, *monimolimnion*. Som det fremgår av Figur 15 var vannsøylen periodevis både termisk og kjemisk sjiktet. Det så ut til at miksolimnion var termisk sjiktet fra midten av mai til august, grunnet oppvarming av overflatevannet (Figur 15). Termoklin (sprangsjiktet) så i begynnelsen av denne perioden ut til å ligge mellom 3 og 4 meter. I løpet av sommeren ble termoklin presset nedover mot 4 og 5 meter (Figur 15, Figur 17). Hypolimnion så imidlertid ut til å bli gradvis oppvarmet i løpet av sommeren, en indikasjon på at hypolimnion og epilimnion ikke var helt adskilt fra hverandre. Midlertidige brudd på den termiske stratifiseringsgradienten er ikke uvanlig i meromiktiske innsjøer, der vindkraft kan føre til at det hypolimnetiske vannet blandes med varmere vann fra epilimnion (Rogozin *mfl.*, 2010). Dette kan også medføre «erodering» av monimolimnion (Rogozin *mfl.*, 2010).

6.1.2 Veisalttilførsel

Den kjemiske sjiktningen skyldes med stor sannsynlighet veisaltavrenning, da kloridkonsentrasjonen i innsjøen, og særlig i monimolimnion, var tydelig høy (Figur 21). Klorid er vanligvis ikke dominerende i ferskvannsforekomster, med unntak av resipienter i nær tilknytning til havet. Søndre Brutjern ligger under marin grense, og noe forhøyede kloridkonsentrasjoner kunne vært forventet å finne. De målte konsentrasjonene er imidlertid vesentlig høyere enn naturlige konsentrasjoner. Naturlig bakgrunnskonsentrasjon av klorid er vanligvis 2-10 mg/L (Wetzel, 2001, s. 182; Haaland *mfl.*, 2012) og i Søndre Brutjern ble det målt konsentrasjoner opp mot 105 mg/L i bunnvannet (12 meter, 10.april). Den gjennomsnittlige kloridgradienten mellom 0.5-4 meter og 8-11.5 meter var 37 mg/L. Den operasjonelle definisjonen for kjemisk sjiktning i forbindelse med bruk av veisalt i Norge tilsier at en kloridgradient på >10 mg/L mellom topp- og bunnvann tilsvarer kjemisk sjiktning (Bækken og Haugen, 2006; Referert av Haaland *mfl.*, 2012). Søndre Brutjern er ut ifra denne definisjonen helt klart kjemisk sjiktet. Også T-testen tilsa at det var en signifikant forskjell ($p < 0.001$) i kloridkonsentrasjon mellom miksolimnion og monimolimnion (vedlegg 5).

Ved å sammenligne kloridkonsentrasjonene som ble målt i dette prosjektet med de to eneste målingene som tidligere er gjennomført i det søndre bassenget i Søndre Brutjern, er det tydelig at det har vært en markant økning siden 2011. Kloridkonsentrasjonen ble både 1. juli og 16. november i 2011 målt til å være 16-18 mg/L i overflatevannet (1 m) og bunnvannet (11 m) (Bækken, 2012). Gjennomsnittlig kloridkonsentrasjon ved 0.5 og 11.5 meter ble i 2019 målt til å være henholdsvis 30 (± 1.08) og 74 (± 15.5) mg/L. Det markant økte kloridnivået tyder på at det er tilført vesentlige mengder veisalt fra den nyetablerte E18 til Søndre Brutjern. De kontinuerlige målingene av konduktivitet i vannsøylen viste også tydelig økende konsentrasjoner i løpet av vinteren og snøsmeltingsperioden (Figur 16). Økningen var mest markant ved 11 meter, men også ved 8, 7 og 6 meter ble det registrert en økning. Særlig fra rundt 12. mars til 22. april økte konduktiviteten betydelig i bunnvannet. Dette tyder på tilførsel av vann med høyt innhold av løste ioner. Kloridnivåene, som i stor grad korrelerte med konduktivitet (Figur 31), var også høyere i snøsmeltingsperioden. Dette er en ytterligere indikasjon på at det ble tilført veisaltholdig vann til det søndre bassenget i Søndre Brutjern i løpet av vintersesongen 2018/2019.

Skiftende temperaturer rundt frysepunktet (gjennomsnittlig 1.7°C) samt mye nedbør (107.2 mm totalt) i mars gav trolig økt saltforbruk på veiene i området, grunnet vanskelige kjøreforhold (Tabell 2 og Tabell 3). Sammenhengen mellom større nedbørsepisoder på vinteren (Figur 12) og økt konduktivitet i bunnvannet (Figur 16, f.eks. 8. mars) indikerer rask tilførsel av veiavrenning fra E18 til bunnvannet ved prøvestasjonen. Det er usikkert hvordan veiavrenningen tilføres Søndre Brutjern, da det ikke er gjennomført kartlegging av innløp i forbindelse med dette prosjektet eller tidligere undersøkelser. Dersom veiavrenningen tilføres ved overflateavrenning (bekker, tilsig fra myr ol.) ville man trolig ha observert økt konduktivitet også i miksolimnion i disse periodene. Det ble imidlertid ikke registrert noen vesentlig økning av konduktivitet ved den øverste loggeren ved 3 meter i løpet av snøsmeltingsperioden. Dersom veiavrenningen hadde blitt tilført fra et grunnvannsreservoar, ville det trolig ha vært en større forsinkelse mellom nedbørsepisoder og økning av konduktivitet. En mulig forklaring på den raske responsen som ble registrert mellom nedbør og konduktivitet kan være sprekker i berggrunnen, da dette medfører tilnærmet direkte tilførsel av saltholdig veiavrenning til bunnvannet. I forbindelse med etableringen av ny E18 gjennom nedbørfeltet i 2017 ble det gjennomført sprengningsaktiviteter. Det har også trolig blitt gjennomført sprengning i forbindelse med utbedring av en tilførselsvei under Stormosen bru i forbindelse med utbygging av en vindmøllepark nord for Brutjernområdet. Sprengning

er kjent for å kunne medføre sprekkdannelse i berggrunnen. Dersom avrenningsvannet tilføres via et sprekksystem i berggrunnen vil det trolig ha en vesentlig innvirkning på vannkvaliteten i monimolimnion, avhengig av den kjemiske kvaliteten på avrenningsvannet. Dersom dette vannet blant annet er oksygenrikt og/eller inneholder oksygenholdige/oksiderte forbindelser vil det påvirke redoksforholdene i monimolimnion. Det vil i så fall øke kompleksiteten knyttet til prosessene som foregår i bunnvannet.

Målingene av konduktivitet og klorid tilsa at det var en reduksjon fra månedsskiftet april-mai, særlig ved 11 meters dyp, og ut prøveperioden (Figur 16, Figur 20, Figur 21). Dette støtter antagelsen om at Søndre Brutjern får tilført avrenningsvann fra E18, da anvendelsen av veisalt ville opphørt fra april grunnet høyere temperaturer og mindre nedbør (Figur 11, Figur 12).

Samlet sett indikerer resultatene på at det har vært en tydelig økning i kloridkonsentrasjon sammenlignet med tidligere målinger, og ut fra de kontinuerlige målingene antas det at økningen i hovedsak skyldes tilførsel fra den nyetablerte traséen (E18). Det er imidlertid, som nevnt tidligere, kun blitt gjennomført to målinger av kloridkonsentrasjon i det søndre innsjøbassenget. De tidligere målingene ble gjennomført i 2011, og det er uvisst hvordan utviklingen har vært frem til januar 2019. På bakgrunn av det sparsomme sammenligningsgrunnlaget er vanskelig å si sikkert om utviklingen kun skyldes tilførsel fra den nye traséen. Som nevnt under «3.2 Tidligere undersøkelser av Søndre Brutjerns vannkvalitet» tydet målingen fra det nordøstlige bassenget fra november 2016 på at det hadde forekommet fullsirkulasjon høsten 2016. Dersom det stemmer er det mulig at noe av det akkumulerte ionerike bunnvannet fra dette bassenget ble transportert over i det søndre bassenget. Dette vil kunne ha medført en økning i kloridkonsentrasjon i det søndre innsjøbassenget. Det antas imidlertid at dette ikke kan ha vært hovedårsaken til de høye kloridkonsentrasjonene som ble målt i 2019.

6.1.3 Sjiktningens stabilitet

Noen av resultatene er motstridende når det gjelder hvorvidt den kjemiske sjiktningen er stabil. Dette gjelder blant annet målingene av sulfat og oksygen (Figur 26, Figur 18). Ut fra oksygenmålingene, samt antagelsen om at bassenget er permanent kjemisk sjiktet, ville man ikke forvente å finne sulfat (SO_4^{2-}) i monimolimnion. Det var anoksiske forhold i monimolimnion i hele prøveperioden, og den anoksiske sonen økte i omfang i løpet av prøveperioden. Sulfat vil under anoksiske forhold anvendes som kilde til oksygen for bakteriell anaerob nedbrytning (Laanbroek, 1990; referert i Wetzels, 2001, s. 639). Sulfat

reduseres da til hydrogensulfid (H_2S) av sulfatreduserende bakterier (se Figur 4). Denne prosessen skjer når redokspotensialet er lavere enn 100 mV (Wetzel, 2001, s. 313). Til tross for anoksiske forhold ble det målt relativt høye konsentrasjoner av sulfat i monimolimnion. Dette tyder på at det enten tilføres sulfat til bunnvannet i løpet av perioden, eller at det ikke er like reduserende forhold i bunnvannet som forventet. Det ble imidlertid registrert lukt av hydrogensulfid i bunnvannet ved alle prøvetakingene, med økende omfang samt utfellinger og gassbobler i løpet av prøveperioden. Disse observasjonene tyder på sterkt reduserende forhold. Ut fra observasjonene så det ut til at det ble mer reduserende forhold i bunnvannet i løpet av perioden. Også resultatene av svovel og sulfat tyder på økt reduserende forhold, da konsentrasjonen av disse ble tydelig lavere under kjemoklin i løpet av perioden. Reduksjonen skyldes trolig økt omgjøring fra sulfat og organisk bundet svovel til hydrogensulfid. Det var svært høye konsentrasjoner av jern i bunnvannet, og hydrogensulfid reagerer raskt med jernioner (II), særlig nær sedimentoverflaten, og danner uløselig jernsulfid (FeS) som felles ut av vannfasen (se Figur 4). Dette kan føre til at vesentlige mengder svovel mistes til sedimentene (Ingvorsen, Zeikus og Brock, 1981; Jones, Simon og Roscoe, 1982). Målingene av total svovel inkluderer ikke hydrogensulfidgass, så den avtakende konsentrasjonen skyldes mest sannsynlig en kombinasjon av økt omgjøring fra organisk bundet svovel og sulfat til hydrogensulfid, samt utfelling av metallsulfider (særlig jernsulfid) (se Figur 4). Målinger av redokspotensial ble imidlertid ikke gjennomført, og det er derfor usikkert hvordan potensialet endret seg både romlig og tidsmessig. Dersom den kjemiske sjiktningen har vedvart i flere år vil man forvente et lavt redokspotensial. Lignende observasjoner er gjort i Transjøen i Sør-Øst-Norge, der sulfat ble funnet i monimolimnion til tross for svært lavt redokspotensial (Bremmang og Kloster, 1976). Årsaken til dette er at Transjøen er grunnvannspåvirket og får tilført grunnvann med betydelige mengder sulfat til bunnvannet (Bremmang og Kloster, 1976). Tilførselen av sulfat til bunnvannet i Transjøen er trolig så stor at den kjemiske og mikrobiologiske sulfatreduksjonen blir ufullstendig (Bremmang og Kloster, 1976). Dette gir en opphopning av sulfat i monimolimnion til tross for svært lavt redokspotensial, samt tilstedeværelse av hydrogensulfid. Det er ikke usannsynlig at noe tilsvarende skjer i Søndre Brutjern. Som nevnt tyder de kontinuerlige målingene av konduktiviteten, samt kloridmålingene, på at det er en tilførsel av vann med forhøyet ionestyrke i snøsmeltingsperioden, mulig fra et sprekksystem i berggrunnen. Dersom dette stemmer er det ikke usannsynlig at vannet som tilføres via dette sprekksystemet er helt eller delvis oksygenmettet og inneholder sulfat.

I løpet av loggeperioden ble det registrert et par kortvarige episoder med delvis utjevning av konduktivitet mellom miksolimnion og monimolimnion (Figur 16). Dette gjelder hovedsakelig rundt 6. juni, 13. juli og 10. august. Rundt disse datoene økte konduktiviteten ved 3 og 6 meter samtidig som den avtok ved 7, 8 og 11 meter. Dette kan skyldes delvis blanding som følge av mekanisk vindenergi og/eller nedbør. Det falt mye nedbør rundt de samme dagene som utjevningen forekom (Figur 12). Mye nedbør, særlig i slutten av juli og i august, kan også ha vært årsaken til at konduktiviteten ved den øverste loggeren på 3 meter var så varierende i denne perioden. Konduktivitetsutjevningen kan også være forårsaket av at større mengder vann tilføres fra det omtalte mulige sprekkssystemet, slik at det ionerike bunnvannet fortynnes.

6.1.4 Endringer i oksygenforhold

Ved første vannprøvetaking ble det målt tilstedeværelse av oksygen i hele miksolimnion. Dette skyldes trolig sirkulasjon av miksolimnion etter isløsning. I løpet av våren ble større deler av miksolimnion anoksisk. Ved siste prøvetaking, 26. august, var det anoksiske forhold helt opp til 4 meter (1.1%). Årsaken til at den nedre delen av miksolimnion ble anoksisk skyldes trolig en kombinasjon av flere faktorer/prosesser; temperatursjiktning, mikrobiell nedbrytning av organisk materiale og primærproduksjon.

Som nevnt så miksolimnion ut til å være temperatursjiktet i løpet av våren/sommeren. Med dette menes det at det ble målt en vesentlig temperaturgradient mellom den øvre og nedre delen av miksolimnion (Figur 3). Etablering av en temperaturgradient medfører redusert blanding av vannmassene på grunn av tetthetsforskjeller (Wetzel, 2001, s. 77).

Oksygentransporten fra vannoverflaten ned i hypolimnion blir dermed vesentlig redusert (Wetzel, 2001, s. 77).

Nedbrytning av organisk materiale gir økt forbruk av løst oksygen gjennom oksidasjonsprosesser (Seto, Nishida og Yamamoto, 1982; Wetzel, 2001, s. 153–154). Oksygenkonsentrasjonen avtar dermed som følge av kjemisk og biologisk oksidasjon. Omfanget av og hastigheten på oksidasjonsprosessene bestemmes i stor grad av konsentrasjonen av organisk materiale, samt hvor persistent det organiske materialet er (Wetzel, 2001, s. 155). Søndre Brutjern er en humøs innsjø, og det ble målt høyt innhold av løst organisk materiale. Omfanget av nedbrytning er derfor trolig høy i hele vannsøylen. Det er særlig i grensesjiktet mellom oksiske og anoksiske forhold nedbrytningen av organisk materiale er størst (Wetzel, 2001, s. 156). I holomiktiske innsjøer er dette sjiktet som regel

ved sedimentoverflaten. I Søndre Brutjern ligger dette sjiktet ved kjemoklin, og i løpet av sommeren ved termoklin, da omfanget av det anoksiske sjiktet økte i løpet av våren/sommeren.

I den samme perioden som temperatursjiktningen ble etablert, ble de høyeste konsentrasjonene av klorofyll *a* målt. Konsentrasjon av klorofyll *a* gir en indikasjon på fytoplanktonbiomassen. Fytoplankton er fotosyntetiserende organismer som produserer oksygen. Når fytoplanktonet dør medfører det imidlertid økt nedbrytning, som igjen medfører økt oksygenforbruk. Det ble målt svært lave konsentrasjoner av klorofyll *a* i Søndre Brutjern, og betydningen av denne prosessen antas å være mindre sammenlignet med nedbrytningen av løst organisk materiale. De lave konsentrasjonene av klorofyll *a* tyder på at de høye konsentrasjonene av løst organisk materiale i all hovedsak skyldes allohton tilførsel.

Samlet sett antas temperatursjiktning i kombinasjon med mikrobiell nedbrytning av allokont organisk materiale å være de viktigste faktorene for økt omfang av anoksiske forhold i miksolimnion.

6.1.5 Farge, løst organisk materiale, jern og mangan

De målte nivåene av farge var generelt høye, med svært forhøyede fargetall i bunnvannet. I miksolimnion (0.5-6m) var det gjennomsnittlige fargetallet 78 (± 16) mg Pt/L og i monimolimnion (8-11.5m) var det gjennomsnittlige fargetallet 223 (± 41) mg Pt/L. Det har det siste tiåret blitt rapportert om økende vannfarge i vannforekomster på den nordlige halvkule (Monteith *mfl.*, 2007; Weyhenmeyer, Prairie og Tranvik, 2014). Økningen har blitt sett i sammenheng med økende konsentrasjoner av løst organisk materiale (DOC), som et resultat av endringer i klima og atmosfæriske avsetninger (Roulet og Moore, 2006). Studier har også beskrevet betydningen av økende jernkonsentrasjoner (Kritzberg og Ekström, 2012). Jern og DOC er ikke uavhengig, fordi jern kan danne stabile komplekser med DOC (Maranger og Pullin, 2003). Slike komplekser fører til at vannet får en mørkere, brunaktig farge, som har en vesentlig effekt på fargetallsmålinger (Weyhenmeyer, Prairie og Tranvik, 2014). I Søndre Brutjern ble det registrert høye verdier av både DOC og jern, samt utfellinger i form av brunfargede aggregater i bunnvannet (vedlegg 4, Figur 23). Det var imidlertid ingen forskjell mellom konsentrasjonsfordelingen av DOC i miksolimnion og monimolimnion. For alle prøvene var gjennomsnittet 13.0 (± 1.02) mg DOC/L. I henhold til klassifiseringsveilederen tilsvarer dette innsjøtypen «humøs» (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 22). Konsentrasjonsfordelingen av jern var derimot tilnærmet lik som for farge. Som det går frem

av prinsipal komponent analysen (Figur 31), korrelerte målingene av farge og jern i stor grad med hverandre. Årsaken til de høye fargeverdiene antas ut fra dette å skyldes en kombinasjon av høye konsentrasjoner av DOC og jern. Fargetall over 90 mg Pt/L gir i henhold til klassifiseringsveilederen 02:2018 innsjøtype «svært humøs» (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 22).

Gjennomsnittskonsentrasjonen av jern i Søndre Brutjern ved 0.5 og 11.5 meter var henholdsvis 0.25 (± 0.08) og 8.71 (± 1.40) mg/L i løpet av undersøkelsesperioden. I den nyeste klassifiseringsveilederen (02:2019) er det ikke satt noen klassifiseringsgrense for jern. Den utgåtte veilederen 04:1997 sier imidlertid at jernkonsentrasjoner over 0.6 mg/L er «meget dårlig» (Andersen *mfl.*, 1997). Til tross for at denne veilederen er utgått, gir den et perspektiv på nivåene, og den tilsier at verdiene målt i Søndre Brutjern er svært høye. I

Drikkevannsforskriften er tiltaksgrensen for jern satt til 0.2 mg/L, tilsvarende tilstandsklassen «mindre god» i veilederen 04:1997. Ekstremt høye konsentrasjoner av totalt løselig jern finnes ofte i monimolimnion i meromiktiske innsjøer med høyt innhold av løst organisk materiale (Hongve, 1980). Årsaken til at det er forholdsvis høye konsentrasjoner av jern i de øvre vannmassene i Søndre Brutjern er trolig grunnet kompleksbinding av jern til humusforbindelser (Maranger og Pullin, 2003). Ved anoksiske forhold løses jern ut fra sedimentene, men feller normalt ut igjen som jernhydroksid ved oksiderende forhold/kontakt med luft (Maranger og Pullin, 2003). Kompleksbinding til DOC fører til at jernet holdes i kolloidal løsning og ikke felles ut (Maranger og Pullin, 2003).

Konsentrasjonsfordelingen av mangan var relativt lik som for jern. Mangan og jern har flere likhetstrekk for kjemisk reaktivitet og fordeling i innsjøer (Wetzel, 2001, s. 291–293). Gjennomsnittlig konsentrasjon av mangan ved 0.5 og 11.5 meter i Søndre Brutjern var henholdsvis 0.057 og 0.82 mg/L i løpet av prøveperioden, og det var en tydelig konsentrasjonsgradient mot dypet og anoksiske forhold. Gjennomsnittlig manganinnhold i vannforekomster er 0.035 mg/L (Wetzel, 2001, s. 294). I den nyeste klassifiseringsveilederen (02:2019) er det som for jern, ikke satt noen klassifiseringsgrense for mangan. Den utgåtte veilederen 04:1997 sier imidlertid at mangankonsentrasjoner over 0.15 mg/L er «meget dårlig» (Andersen *mfl.*, 1997). I Drikkevannsforskriften er tiltaksgrensen for mangan satt til 0.05 mg/L, tilsvarende grenseverdien mellom «god» og «mindre god» i veilederen 04:1997. Dette gir en indikasjon på at nivåene av mangan målt i Søndre Brutjern er relativt høye. Årsaken til de økende konsentrasjonene av mangan i monimolimnion mot slutten av

prøveperioden korrelerer som nevnt med økt omfang av anoksiske forhold, og skyldes trolig økt remobilisering fra sedimentene.

6.2 Næringsstoffer

6.2.1 Nitrogen

Det var relativt lave konsentrasjoner av total nitrogen i miksolimnion, og forhøyede konsentrasjoner i monimolimnion (Figur 28). I miksolimnion (0.5-6m) var den gjennomsnittlige konsentrasjonen tilsvarende tilstandsklasse «svært god» i henhold til klassifiseringsveilederen (02:2018) for den gjeldende innsjøtypen (L106) (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 111). Til sammenligning var den gjennomsnittlige konsentrasjonen ved 11.5 meter tilsvarende tilstandsklasse «dårlig» (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 111). Tilstandsklassifisering av hypolimnetisk vann på bakgrunn av total nitrogen ikke er relevant, men det gir et perspektiv på nivåene. Konsentrasjonsfordelingen av ammonium var tilnærmet lik som total nitrogen, med lave konsentrasjoner i miksolimnion, og noe forhøyede konsentrasjoner i monimolimnion (Figur 29). Som det fremgår av prinsippal komponent analysen var korrelasjonen mellom ammonium og total nitrogen tydelig høy (Figur 31). I miksolimnion var den gjennomsnittlige ammoniumkonsentrasjonen svært lav (0.02 (\pm 0.03) mg NH₄-N/L (0-6m)), og flere av målingene gav verdier under deteksjonsgrensen (0.02 mg/L). I monimolimnion var konsentrasjonene av ammonium høyere, og ved 11.5 meter var den gjennomsnittlig konsentrasjon 0.86 (\pm 0.08) mg NH₄-N /L. Dette er relativt lave konsentrasjoner, så til tross for at det var en opphopning av ammonium i monimolimnion sammenlignet med miksolimnion, var det mindre ammonium enn man kunne forvente i bunnvannet. Konsentrasjonen av ammonium i ferskvannsføremster er i stor grad avhengig av produksjonsnivå og nedbrytningsrate, og generelt øker konsentrasjonen av ammonium under anaerobe forhold (Wetzel, 2001, s. 214–215). Dette skyldes at bakteriell nitrifikasjon av ammonium til nitritt (NO₂⁻) og nitrat (NO₃⁻) avtar når redokspotensialet reduseres (Wetzel, 2001, s. 214). I tillegg avtar adsorpsjonskapasiteten til sedimentpartiklene under anoksiske forhold i sonen mellom sedimentene og vannfasen (Montani, Maita og Fukase, 1980; Verdouw og Dekkers, 1982; Wetzel, 2001, s. 215). Dette medfører ofte en markant økning i frigjøring av ammonium fra sedimentene (Jellison *mfl.*, 1993). I Mono-sjøen (California, USA), tidligere nevnt under «2.2 Biogeokjemiske prosesser i meromiktiske innsjøer», førte en 6 års periode med meromiksis på 1980-tallet til at ammoniumkonsentrasjonen nådde 8.4 mg NH₄-N/L i monimolimnion (Melack og Jellison, 1998). Til sammenligning ble høyeste målte

ammoniumkonsentrasjon under holomiktiske forhold tidligere år målt til 0.87 mg NH₄-N/L under termoklin i løpet av sommerstagnasjon (Melack og Jellison, 1998). I løpet av de 6 årene med meromiksis gav ammonifisering (omdanning av organisk nitrogen til ammonium vha. mikroorganismer) av organisk materiale, samt frigjøring fra de anoksiske sedimentene, en gradvis akkumulering av ammonium i monimolimnion (Melack og Jellison, 1998). Det er uvisst hvor lenge det søndre innsjøbassenget i Søndre Brutjern har vært kjemisk sjiktet, samt hvor lenge det har vært vedvarende anoksiske forhold i bunnvannet. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av total nitrogen i monimolimnion (8-11.5m) var noe høyere enn den gjennomsnittlige konsentrasjonen av ammonium (1.00 (±0.13) mg TN/L vs. 0.72 (± 0.14) mg NH₄-N/L). Målingene av total nitrogen omfatter både organiske og uorganiske nitrogenforbindelser, og da nitratkonsentrasjonen i monimolimnion var tilnærmet lik null, kan det antas at differansen mellom total nitrogen og ammonium i hovedsak skyldes organisk bundet nitrogen. Denne nitrogenkilden vil trolig under vedvarende anoksiske forhold over tid gjennom ammonifisering føre til en ytterligere akkumulering av ammonium i monimolimnion. Nivåene av total nitrogen i Søndre Brutjern var imidlertid ikke høye nok til å kunne medføre i nærheten av de ammoniumkonsentrasjonene som ble målt i Mono-innsjøen. Årsaken til de relativt lave konsentrasjonene av total nitrogen i Søndre Brutjern skyldes trolig liten allokton tilførsel av nitrogenholdig organisk materiale, til tross for at innsjøen er humøs. Konsentrasjonsfordelingen av nitrat viste lite korrelasjon med konsentrasjonsfordelingen av total nitrogen og ammonium. Nitratkonsentrasjonene var generelt svært lave, og de fleste av verdiene var under deteksjonsgrensen (0.02 mg/L) (vedlegg 4). Konsentrasjonene var høyest i miksolimnion, rett over kjemoklin, i starten av prøveperioden like etter isløsning. Det var da også oksygen i større deler av miksolimnion, som fremmer bakteriell nitrifikasjon av ammonium til nitrat (Wetzel, 2001, s. 215). Det ble ikke registrert konsentrasjoner av nitrat over deteksjonsgrensen i monimolimnion.

6.2.2 Fosfor

Konsentrasjonsfordelingen av total fosfor var varierende i løpet av prøveperioden, med noe høyere konsentrasjoner i monimolimnion, og i løpet av perioden så sjiktet med forhøyede verdier ut til å øke i omfang (Figur 27). T-testen for total fosfor tilsa at det var en signifikant forskjell ($p < 0.001$) mellom topp- (0.5-4m) og bunnvann (8-11.5m). For hele perioden var den gjennomsnittlige konsentrasjonen av total fosfor ved 0.5-4 meter og 8-11.5 meter tilsvarende henholdsvis tilstandsklasse «svært god» og «moderat» i henhold til klassifiseringsveilederen

(02:2018) (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 108). Tilstandsklassifisering av hypolimnetisk vann på bakgrunn av total fosfor ikke er relevant, men det gir et perspektiv på nivåene. Den høyeste målte konsentrasjonen på 38.8 µg P/L, som ble målt 15. juli ved 6 meter, tilsvarer tilstandsklasse «dårlig» (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018, s. 108). Konsentrasjonene av løst ortofosfat (PO₄-P) var vesentlig lavere enn for total fosfor (vedlegg 4). Godt over halvparten av målingene gav verdier lik eller lavere enn den gjennomsnittlige deteksjonsgrensen for analysemetoden (1.0 µg P/L). Det så ut til å være noe høyere konsentrasjoner i monimolimnion ved første prøvetaking, men T-testen tilsa at det ikke var en signifikant forskjell ($p > 0.001$) på konsentrasjonen mellom topp- (0.5-4m) og bunnvann (8-11.5m) i løpet av prøveperioden. Fosfatkonsentrasjonene var lavere enn forventet og prediksjonen om at det var akkumulering i bunnvannet stemte ikke. I innsjøer med anoksiske forhold i bunnvannet er det vanligvis en markant økning av fosfat i den anoksiske delen (Boström *mfl.*, 1988; Pettersson, 1998; Wetzel, 2001, s. 242). Det er flere mulige forklaringer for at det ikke var akkumulert fosfat i bunnvannet i Søndre Brutjern. Utveksling av fosfor fra sedimentene til det overliggende vannet er svært viktig for fosforsyklusen i innsjøer, og denne prosessen er avhengig av flere faktorer (Wetzel, 2001, s. 245). Det er vanligvis en netto bevegelse av fosfor fra vannfasen til sedimentene i de fleste innsjøer (Wetzel, 2001, s. 245). Hvor effektivt fosfor beveger seg fra vannfasen til sedimentene, og tilbake igjen til vannfasen, avhenger av en rekke fysiske, kjemiske og biologiske faktorer (Boström *mfl.*, 1988; referert i Wetzel, 2001, s. 246). De viktigste faktorene er sedimentenes evne til å tilbakeholde fosfor, forholdene i det overliggende vannet, og biotaen i sedimentene, som påvirker utvekslingsbalansen og medfører at fosfor transporteres tilbake til vannfasen (Boström *mfl.*, 1988; referert i Wetzel, 2001, s. 246). Mekanismene som bestemmer hvor mye fosfor som lagres i sedimentene er; sedimentasjon av fosformineraler som tilføres fra nedbørfeltet, adsorpsjon eller utfelling av fosfor med uorganiske forbindelser (hovedsakelig jern, mangan, leire, oksider, hydroksider og karbonater), sedimentasjon av fosfor med alloktont og autoktont organisk materiale, samt opptak av fosfor fra vannfasen av biota (Boström *mfl.*, 1988; referert i Wetzel, 2001, s. 246). Det er trolig ikke lagret store mengder fosfor i Søndre Brutjerns sedimenter. Søndre Brutjerns nedbørfelt er lite i areal, og domineres av bart fjell, med innslag av tynt morenedekke og myr (NGU, 2019b; Saunes *mfl.*, 2019). Det er dermed få kilder til fosfor fra nedbørfeltet, annet enn organisk bundet fosfor fra alloktont organisk materiale. Andre faktorer som trolig i stor grad påvirker fosforsyklusen i Søndre Brutjern er jern, løst organisk materiale, og delvis også mangan. Fosfat er svært reaktivt og reagerer med kationer som jern og mangan for å danne, særlig under oksiderende forhold, relativt uløselige

forbindelser som felles ut av vannfasen (Boström *mfl.*, 1988; Wetzel, 2001, s. 241). Tilgjengeligheten av fosfat reduseres også ved adsorpsjon til uorganiske kolloider og partikulære forbindelser (eks. leire, karbonater og hydroksider) (Boström *mfl.*, 1988; Wetzel, 2001, s. 241). I Søndre Brutjern var det svært høye verdier av jern og løst organisk materiale, samt tilsynelatende permanente anoksiske forhold i monimolimnion. Den predikerte utfellingen av jernsulfid, som følge av svært reduserende forhold, ser ikke ut til å dominere, da det ble målt høye verdier av jern i bunnvannet. Det var som nevnt indikasjoner på at det tilføres vann fra sprekkssystemer i berggrunnen, og det er mulig at dette vannet er oksygenrikt. Dette vil kunne medføre oksidasjon av jernforbindelser, med utfelling av jernfosfat til sedimentene. Dersom dette er tilfellet vil det kunne være en medvirkende faktor for at fosfatkonsentrasjonene var så lave. En annen medvirkende faktor er trolig fraværet av bioturbasjon (blanding forårsaket av bentisk makrofauna), grunnet anoksiske forhold ved sedimentoverflaten. Dette reduserer mineraliseringen av organisk materiale og resuspensjon av utfelte fosforforbindelser (Anderson *mfl.*, 1985). Årsaken til at det var høyere konsentrasjoner av total fosfor enn løst ortofosfat tyder på at fosforet som finnes i systemet er kompleksbundet til organisk materiale og/eller jern.

6.2.3 Samlet næringsstatus

Ut fra prediksjonen var det forventet at den permanente kjemiske sjiktningen i det søndre bassenget i Søndre Brutjern ville gi akkumulering av fosfat og ammonium i monimolimnion, som følge av permanente anoksiske forhold. Resultatene tilsier samlet sett at prediksjonen delvis stemmer for ammonium, men ikke for fosfat. Søndre Brutjern er ut fra resultatene en relativt næringsfattig innsjø, med lave konsentrasjoner av næringsstoffer særlig i den eufotiske sonen, med noe forhøyede verdier av total nitrogen, ammonium, og total fosfor i monimolimnion. Årsaken til at innsjøen er næringsfattig er antagelig lite tilførsler av næringsstoffer fra nedbørfeltet, samt stor grad av kompleksbinding til løst organisk materiale og jern/mangan.

6.3 Fytoplankton

Klorofyll *a* er en indeksparameter for det biologiske kvalitetselementet fytoplankton, som indikerer grad av eutrofiering. Klorofyll *a* er det viktigste pigmentet i fytoplanktons fotosyntese og gir derfor et godt estimat av fytoplanktonbiomasse (Wetzel, 2001, s. 332–333). Resultatene for klorofyll *a* indikerer at det var svært lite fytoplankton i Søndre Brutjern våren og sommeren 2019 (Figur 30). Høyeste målte konsentrasjon av klorofyll *a* var 5.3 µg/L (målt 15. juli ved 4 meter). I henhold til klassifiseringsveilederen (02:2018) tilsvarer det tilstandsklasse «svært god/god» for NGIG typen LN3a (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018, s. 49). Klorofyll *a* ble hovedsakelig funnet i de øvre 4-5 meterne av vannsøylen, og gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll *a* ved 0.5-4 meter i løpet av perioden var 2.5 (±1.4) µg/L. Dette tilsvarer lavere konsentrasjon enn referanseverdien for klorofyll *a* for gjeldende innsjøtype, en indikasjon på at Søndre Brutjern er en lite produktiv innsjø.

Det er flere mulige årsaker til at Søndre Brutjern er en lite produktiv innsjø. De fysiske og kjemiske faktorer som bestemmer vekst og sammensetning av fytoplankton i ferskvann er hovedsakelig lystilgang, temperatur og tilgjengelighet av en rekke makro- og mikronæringsstoffer (Talling, 1961; Lund, 1965; Goldman, 1968; Kimmel og Groeger, 1984). I et naturlig system vil primærproduksjonen pågå frem til en faktor er begrensende for videre vekst (de Baar, 1994). Dette betyr at overskudd av én enkelt vekstfaktor ikke nødvendigvis vil fremme vekst dersom en annen faktor er mangelfull (de Baar, 1994). Miljøfaktorene påvirker fytoplanktonsamfunnet synergistisk. Opptak av et næringsstoff avhenger av lys og andre næringsstoffer, ofte på en artsspesifikk måte. For alle vekstfaktorene finnes det en optimal mengde som gir maksimum fotosyntetisk aktivitet. Den optimale mengden er avhengig av den enkelte fotosyntetiserende organismen. Samlet sett indikerer resultatene til at det er tre forhold som begrenser fytoplanktonvekst i Søndre Brutjern; dårlige lysforhold, lave konsentrasjoner av næringsstoffer, samt forhøyede nivåer av klorid.

6.3.1 Lysforhold

Lysforholdene i en innsjø, både kvalitativt og kvantitativt, påvirker vekst, diversitet og tetthet av fytoplankton og andre fotosyntetiserende organismer i stor grad, da de er avhengige av lys for å drive fotosyntese (Zohary, Padisak og Naselli-Flores, 2009). I innsjøer vil sollys kunne være en begrensende faktor for primærproduksjon dersom lyset ikke penetrerer hele vannsøylen. Dette gjør at produksjonen skjer nær overflaten, i den eufotiske sonen der det er tilstrekkelig lys til å drive fotosyntese (Wetzel, 2001, s. 391). Under kompensasjonsdypet, i

den afotiske sonen, er fotosyntetisk aktivitet begrenset (Wetzel, 2001, s. 391). I den afotiske sonen vil celleånding være større enn den mengden som bindes ved fotosyntese, altså er forbruket av oksygen større enn produksjonen (Wetzel, 2001, s. 391). I Søndre Brutjern antas den eufotiske sonen å omfatte de øvre 4-5 meterne av vannsøylen, da klorofyll *a* hovedsakelig ble funnet i dette sjiktet (Figur 30).

Av den totale lysinnstrålingen som entrer en innsjø blir en andel spredt, og resten blir absorbert av selve vannet eller løste og partikulære forbindelser (Wetzel, 2001, s. 68). Disse prosessene kalles *lysdemping* (Wetzel, 2001, s. 68). Lysdempingen påvirkes av mengden lysabsorberende komponenter i innsjøen, som løst organisk materiale og leirpartikler (Wetzel, 2001, s. 69). I Søndre Brutjern var det trolig høy grad av lysdemping, som følge av de høye konsentrasjonene av løst organisk materiale og jern. Fargeverdiene i Søndre Brutjern var i løpet av prøveperioden høye, også i miksolimnion. Dårlige lysforhold antas derfor å være begrensende for fytoplanktonvekst i Søndre Brutjern.

6.3.2 Næringsstofforhold

En rekke uorganiske makro- og mikronæringsstoffer er nødvendige for fytoplanktonvekst. Fosfor har lenge vært anerkjent som det primært begrensende næringsstoffet for primærproduksjon i innsjøer (Schindler, 1977). Denne generaliseringen har imidlertid blitt kritisert av flere, og undersøkelser har vist at primærproduksjon i innsjøer også kan begrenses av nitrogen (Elser, Marzolf og Goldman, 1990), eller en kombinasjon av fosfor og nitrogen (Hecky og Kilham, 1988; Elser *mfl.*, 2007). Som tidligere diskutert indikerer resultatene av næringsstoffer på at Søndre Brutjern er en relativt næringsfattig innsjø, med lave konsentrasjoner av næringsstoffer særlig i den eufotiske sonen, med noe forhøyede verdier av total nitrogen, ammonium, og total fosfor i monimolimnion. De direkte biotilgjengelige fraksjonene av fosfor og nitrogen er hovedsakelig løst ortofosfat, nitrat og ammonium. Det var svært lave konsentrasjoner av alle disse i den eufotiske sonen. Basert på de lave konsentrasjonene antas det at både fosfor og nitrogen er begrensende for fytoplanktonvekst i Søndre Brutjern.

6.3.3 Klorid

I en undersøkelse gjort av Færøvik, på oppdrag fra Statens vegvesen i 2006, ble tålegrenser av veisalt for fytoplankton i innsjøer testet (Færøvig, 2006). Undersøkelsen antydte at økende kloridkonsentrasjon medførte redusert biomasse og diversitet i vekstforsøk med naturlig planteplankton i Hurdalsjøen (Færøvig, 2006). Estimerte effektkonsentrasjoner for veisalt (EC_{50}) viste at planteplankton i innsjøer påvirkes ved relativt lave kloridkonsentrasjoner, og for å unngå skade på mer enn 90% av planteplanktonartene må ikke kloridkonsentrasjonen overskride 25 mg/L (Færøvig, 2006). Fytoplanktonets toleranse til veisalt er også undersøkt gjennom laborietester, der endringer i fytoplanktonsamfunn har blitt påvist ved kloridkonsentrasjoner rundt 23-30 mg/L (Haugen *mfl.*, 2011). Kloridnivåene i Søndre Brutjern var høyere enn dette, både i miksolimnion og monimolimnion. Gjennomsnittskonsentrasjonen av klorid var 30.2 (± 1.7) mg/L i den eufotiske sonen i Søndre Brutjern (vedlegg 5), og det antas derfor at kloridkonsentrasjonen i seg selv medfører noe redusert fytoplanktonbiomasse og diversitet.

7. Konklusjon

Det søndre bassenget i Søndre Brutjern var kjemisk sjiktet gjennom hele undersøkelsesperioden. Sjiktningen skyldes med stor sannsynlighet veisaltavrenning fra E18, da kloridnivåene var vesentlig høyere enn det som ble målt i juli og november 2011 før den nye traséen ble etablert. I løpet av vinteren og snøsmeltingsperioden på våren økte konduktivitets- og kloridnivåene markant, hovedsakelig i bunnvannet. Resultatene tyder på at det tilføres avrenningsvann fra E18 gjennom sprekker i berggrunnen, da responsen mellom større nedbørsepisoder og økning av konduktivitet i bunnvannet var rask. Konduktivitets- og kloridnivåene avtok samtidig som temperaturen stabiliserte seg over frysepunktet, da anvendelsen av veisalt naturlig nok ville avtatt. Konsentrasjonsfordelingen av farge, mangan, jern, total nitrogen, total fosfor og ammonium indikerte også at Søndre Brutjern var kjemisk sjiktet i hele prøveperioden, da de viste klart forhøyede verdier i bunnvannet. Det så ut fra konsentrasjonsfordelingen av de nevnte parameterne til å ligge et grensesjikt (kjemoklin) ved 7 meter som vedvarte i hele perioden. Dersom vårfullsirkulasjon hadde forekommet ville man forventet at disse parameterne var mer homogent distribuert i vannsøylen.

Til tross for at det var anoksiske forhold under kjemoklin i hele prøveperioden ble det målt sulfat i den anoksiske delen av vannsøylen. Da sulfat normalt reduseres til sulfid under anoksiske forhold ville man ikke forventet å finne vesentlige konsentrasjoner av sulfat i denne delen av vannsøylen dersom det har vært vedvarende anoksiske forhold i en lengre periode. Det er uvisst om årsaken til at det ble målt sulfat skyldes at vannet som tilføres via det potensielle sprekksystemet inneholder sulfat og/eller er oksygenmettet, eller om det ikke er tilstrekkelig lavt redokspotensial til at sulfat reduseres. Dersom den kjemiske sjiktningen er nylig etablert vil det kunne være forklaringen på de motstridende resultatene. Sulfatkonsentrasjonen under kjemoklinen avtok imidlertid i løpet av undersøkelsesperioden.

På bakgrunn av den markante økningen av klorid sammenlignet med det som ble målt i 2011, antas det at kloridnivåene vil fortsette å øke så lenge det anvendes veisalt på E18, med mindre det gjennomføres tiltak for å redusere/stanse veiavrenningen fra å nå Søndre Brutjern. Som følge av at undersøkelsesperioden ble avsluttet i slutten av august er det uvisst om den kjemiske sjiktningen vedvarte gjennom høstsesongen. Basert på resultatene antas det imidlertid at sjiktningen vil vedvare, da kloridkonsentrasjonen og konduktiviteten ved siste prøvetaking, 26. august, var dobbelt så høy ved 11.5 meter som ved 0.5 meter.

Resultatene av næringsstoffene fosfor og nitrogen viste at det var forholdsvis lave konsentrasjoner i hele vannsøylen. Det var noe akkumulering av total fosfor, total nitrogen og ammonium i bunnvannet, men nivåene var lavere enn i sammenlignbare meromiktiske innsjøer. Prediksjonen om at permanente anoksiske forhold i bunnvannet, som følge av den kjemiske sjiktningen, medfører akkumulering av fosfat og ammonium stemmer derfor delvis. Det var svært lave nivåer av fosfat i hele vannsøylen, så prediksjonen stemte ikke for fosfat. Det var som nevnt akkumulering av ammonium i monimolimnion, men nivåene var relativt lave. Årsaken til de relativt lave konsentrasjonene av næringsstoffer, både totalt og løselig, er trolig nedbørfeltets begrensede størrelse, samt sparsom allohton tilførsel. Nedbørfeltet domineres av tynn morene og mye bart fjell, og hovedkilden av næringsstoffer fra nedbørfeltet er trolig organisk materiale fra myrområdene i sør. Søndre Brutjern er en humøs innsjø, men nedbrytningen av organisk materiale, med påfølgende frigjøring av biotilgjengelige næringsstoffer, begrenses trolig av anoksiske forhold i store deler av vannsøylen. Dersom den kjemiske sjiktningen vedvarer i flere år vil det antagelig medføre en ytterligere akkumulering av næringsstoffer i monimolimnion, men som nevnt vil det være nødvendig å undersøke forholdene i en høstperiode samt å kartlegge innløp før dette kan slå fast.

Det var svært lave konsentrasjoner av fytoplankton i den eufotiske delen av vannsøylen, og fytoplankton antas å være begrenset av lave konsentrasjoner av biotilgjengelig fosfor og nitrogen, samt svært redusert siktedyp som følge av høye konsentrasjoner av løst organisk materiale og jern. Kloridnivåene i den eufotiske sonen var også høyere enn nivåer som er påvist å medføre redusert biomasse og diversitet av fytoplankton, slik at klorid i seg selv antas å medføre redusert fytoplanktonvekst. Sannsynligheten for at en mulig fullsirkulasjon vil medføre en vesentlig algeoppblomstring antas å være relativt lav, da det var vesentlig tilførsel av veisalt i vinterperioden som ytterligere stabiliserer den kjemiske sjiktningen, samt at akkumuleringen av næringsstoffer i bunnvannet var relativt lav.

Det er ingen av resultatene som tyder på at det er blitt en redusert veisalttilførsel til Søndre Brutjern etter at den nye traséen ble etablert, tvert imot tyder resultatene på at veisalttilførselen er stor, og samlet sett ser tilførselen ut til å ha stor påvirkning på Søndre Brutjerns vannkvalitet. I forbindelse med etablering av ny E18 i Søndre Brutjerns nedbørfelt i 2017 ble påvirkning på innsjøen vektlagt ved trasévalget. Det ble fastslått at avrenning fra den

nye veien ikke skulle ledes ut i innsjøen og dens nærliggende tjern. Resultatene fra denne undersøkelsen tyder på at dette målet ikke ble nådd, og årsaken kan være manglende kartlegging av innsjøens nedbørfelt med tilhørende innløp i forkant av utbyggingen, samt mangelfull overvåking av vannkvalitet før, under og etter anleggsfasen.

8. Forslag til videre undersøkelser

Basert på resultatene fra dette prosjektet ønsker jeg å komme med noen forslag til videre undersøkelser i Søndre Brutjern, da undersøkelsene gjennomført i dette prosjektet har vært noe begrenset av tid og praktisk gjennomføringsevne. Det er særlig noen momenter som hadde vært viktig å få avklart med tanke på den kjemiske sjiktningens stabilitet.

Som diskutert under «6.1 Sjiktningforhold og veisaltpåvirkning» tyder resultatene på at det blir tilført avrenningsvann fra E18 til det søndre bassenget i Søndre Brutjern. Det er ikke gjennomført kartlegging av innløp/nedbørfelt tidligere, og dette medfører usikkerhet knyttet til redoksforhold samt flere av prosessene som skjer i innsjøen, da det er uvisst hva slags kjemisk kvalitet innstrømmende vann har. Det foreslås derfor å gjennomføre kartlegging av innløp/nedbørfelt samt redoksforhold i monimolimnion. Ved fullstendig kartlegging av innløp/nedbørfelt vil det også være enklere å gjøre vurderinger av hvilke tiltak som kan gjennomføres for å redusere veisalttilførselen fra E18.

Undersøkelsesperioden i dette prosjektet ble avgrenset til vinter/vår/sommer 2019, og omfattet derfor ingen høstperiode. Det hadde vært interessant å følge utviklingen i løpet av høsten, da noen av resultatene indikerte at den kjemiske sjiktningen ble noe ustabil mot slutten av undersøkelsesperioden. Det antas ut fra en samlet vurdering av resultatene fra dette prosjektet at det søndre bassenget er permanent kjemisk sjiktet, men for å slå dette fast bør mulig høstsirkulasjon undersøkes.

Videre anbefales det å gjøre en utvidet vurdering av forholdene i det nordøstlige bassenget. Som nevnt under «3.2 Tidligere undersøkelser av Søndre Brutjerns vannkvalitet» tydet siste undersøkelse gjennomført i det nordøstlige bassenget på en svært redusert kloridgradient, med antagelse om fullsirkulasjon og redusert veisalttilførsel (Saunes og Værøy, 2017, s. 41). Kartleggingen av konduktivitet for de tre innsjøbassengene gjennomført i forbindelse med dette prosjektet i januar 2019 viste imidlertid at det var en vesentlig konduktivitetsgradient i det nordøstlige bassenget. Høyeste målte verdi i var 793 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tilsvarende en konduktivitetsdifferanse mellom overflatevann (0.5m) og bunnvann (11m) på 781 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (vedlegg 6). Konduktiviteten målt i bunnvannet i det nordøstlige bassenget var vesentlig høyere enn i det søndre bassenget (338 $\mu\text{S}/\text{cm}$), og ut fra vurderingen om at det søndre bassenget er kjemisk sjiktet antas det at det er stor sannsynlighet for at også det nordøstlige bassenget er kjemisk sjiktet. Det bør tas med i vurderingen at kartleggingen av konduktivitet ble gjennomført i vintersesongen da anvendelsen av veisalt er størst.

9. Litteraturliste

- Amundsen, C. E. *mfl.* (2008) *Salt SMART: Miljøkonsekvenser ved salting av veger - en litteraturgjennomgang*. Forskningsrapport 2535. Statens vegvesen, s. 0–98. Tilgjengelig på: https://www.vegvesen.no/_attachment/70108/binary/35100 (Åpnet: 1. august 2019).
- Amundsen, C. E. og Roseth, R. (2004) *Utslippsfaktorer for forurensninger fra veg til vann og jord i Norge*. UTB 2004/08. Utbyggingsavdelingen, vegdirektoratet, s. 1–68.
- Andersen, J. R. *mfl.* (1997) «Veileder 04:97 Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann». Oslo: Statens forurensningstilsyn. Tilgjengelig på: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif/publikasjoner/1468/ta1468.pdf> (Åpnet: 20. januar 2020).
- Andersen, S. og Vethe, Ø. (1994) «Mobilisation of heavy metals during tunnel maintenance», *Science of The Total Environment*. (Highway Pollution), 146–147, s. 479–483. doi: 10.1016/0048-9697(94)90272-0.
- Anderson, R. Y. *mfl.* (1985) *Meromictic Lakes and Varved Lake Sediments in North America*. United States Government Printing Office, Washington DC. Tilgjengelig på: <https://pubs.usgs.gov/bul/1607/report.pdf> (Åpnet: 3. februar 2020).
- Barthel, K. (2018) «saltholdighet», *Store norske leksikon*. Tilgjengelig på: <http://snl.no/saltholdighet> (Åpnet: 24. april 2020).
- Bastviken, D. *mfl.* (2004) «Degradation of dissolved organic matter in oxic and anoxic lake water», *Limnology and Oceanography*, 49(1), s. 109–116. doi: 10.4319/lo.2004.49.1.0109.
- Boehrer, B. og Schultze, M. (2008) «Stratification of lakes», *Reviews of Geophysics*, 46(2). doi: 10.1029/2006RG000210.
- Boström, B. *mfl.* (1988) «Exchange of Phosphorus Across the Sediment-Water Interface», i Persson, G. og Jansson, M. (red.) *Phosphorus in Freshwater Ecosystems*. Dordrecht: Springer Netherlands (Developments in Hydrobiology), s. 229–244. doi: 10.1007/978-94-009-3109-1_14.
- Bremmang, G. S. og Kloster, A. E. (1976) «Transjøen, a Groundwater Influenced Lake with Special Redox and Sulphate Conditions», *Hydrology Research*, 7(5), s. 307–320. doi: 10.2166/nh.1976.0020.
- Bridgeman, T. B. *mfl.* (2000) «A Limnological Survey of Third Sister Lake, Michigan with Historical Comparisons», *Lake and Reservoir Management*, 16(4), s. 253–267. doi: 10.1080/07438140009354234.
- Bækken, T. (2012) *Nordre og Søndre Brutjern ved E18: Kartlegging av saltforurensning og annen forurensning fra vei, og vurdering av tiltak*. Forskningsrapport 6312–2012. Oslo: Norsk institutt for vannforskning, s. 1–32. Tilgjengelig på: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/215827/6312-2012_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Åpnet: 10. november 2019).
- Bækken, T. og Haugen, T. (2006) *Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer: Påvirkning fra*

- avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH*. Forskningsrapport UTB 2006/06. Oslo: Statens vegvesen, s. 1–93. Tilgjengelig på: <http://hdl.handle.net/11250/192512> (Åpnet: 9. oktober 2019).
- de Baar, H. J. W. (1994) «von Liebig's law of the minimum and plankton ecology (1899–1991)», *Progress in Oceanography*, 33(4), s. 347–386. doi: 10.1016/0079-6611(94)90022-1.
- Campbell, P. og Torgersen, T. (2011) «Maintenance of Iron Meromixis by Iron Redeposition in a Rapidly Flushed Monimolimnion», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, s. 1303–1313. doi: 10.1139/f80-166.
- D'Elia, C. F., Sanders, J. G. og Boynton, W. R. (1986) «Nutrient Enrichment Studies in a Coastal Plain Estuary: Phytoplankton Growth in Large-Scale, Continuous Cultures», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. NRC Research Press, 43(2), s. 397–406. doi: 10.1139/f86-050.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet (2018) *Veileder 02:2018: Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Klassifiseringsveileder. Trondheim: Miljødirektoratet, s. 1–222. Tilgjengelig på: <http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/Klassifisering-av-miljøtilstand-i-vann-02-2018.pdf> (Åpnet: 11. oktober 2019).
- Dupuis, D. *mfl.* (2019) «The influence of road salt on seasonal mixing, redox stratification and methane concentrations in urban kettle lakes», *Science of The Total Environment*, 661, s. 514–521. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.191.
- Elser, J. J. *mfl.* (2007) «Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems», *Ecology Letters*, 10(12), s. 1135–1142. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x.
- Elser, J. J., Marzolf, E. R. og Goldman, C. R. (1990) «Phosphorus and Nitrogen Limitation of Phytoplankton Growth in the Freshwaters of North America: A Review and Critique of Experimental Enrichments», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(7), s. 1468–1477. doi: 10.1139/f90-165.
- Færøvig, P. J. (2006) *Vegsalt og planteplankton i innsjøer. Salt og biologiske tålegrenser*. UTB 2006/04. Oslo: Statens vegvesen, s. 3–24. Tilgjengelig på: https://www.vegvesen.no/_attachment/61711/binary/14710 (Åpnet: 23. mars 2020).
- Geodata AS (2019) «Kartverket: Kystinfo». Tilgjengelig på: <a3.kystverket.no/kystinfo> (Åpnet: 11. januar 2019).
- Goldman, C. R. (1968) «Aquatic Primary Production», *American Zoologist*, 8(1), s. 31–42.
- Gulati, R. D., Zadereev, E. S. og Degermendzhi, A. G. (red.) (2017) *Ecology of Meromictic Lakes*. 1st ed. 2017. Cham, Sveits: Springer International Publishing : Imprint: Springer (Ecological Studies, Analysis and Synthesis).
- Hagman, C. H. C. *mfl.* (2019) «Heteroxanthin as a pigment biomarker for Gonyostomum semen (Raphidophyceae)», *PLOS ONE*, 14(12), s. e0226650. doi: 10.1371/journal.pone.0226650.
- Hakala, A. (2004) «Meromixis as a part of lake evolution; observations and a revised

- classification of true meromictic lakes in Finland», *Boreal Environment Research*, 9(1), s. 37–53.
- Hakala, A. (2005) «Paleoenvironmental and paleoclimatic studies on the sediments of Lake Vähä-Pitkusta and observations of meromixis». Tilgjengelig på: https://www.researchgate.net/figure/A-holomictic-and-meromictic-lake_fig1_47932720 (Åpnet: 2. august 2020).
- Haugen, T. O. mfl. (2011) *Tålegrenser for planktonalger i innsjøer: Statistiske analyser og laboratorietester av alger og salt*. Report 8. Statens vegvesen, s. 0–87. Tilgjengelig på: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/2577109> (Åpnet: 7. januar 2020).
- Hecky, R. E. og Kilham, P. (1988) «Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment1», *Limnology and Oceanography*, 33(4part2), s. 796–822. doi: 10.4319/lo.1988.33.4part2.0796.
- Hias (2020) *Årstidene i en innsjø*. Tilgjengelig på: <http://www.hias.no/om-hias/vann-og-avlop/arstidene-i-en-innsjo/> (Åpnet: 29. januar 2020).
- Hongve, D. (1980) «Chemical stratification and stability of meromictic lakes in the Upper Romerike district», *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 42(2), s. 171–195. doi: 10.1007/BF02502433.
- Hutchinson, G. E. (1937) «A Contribution to the Limnology of Arid Regions, Primarily Founded on Observations Made in the Lahontan Basin», *A Trans Connecticut Acad Arts Sci*, 33, s. 47–132.
- Hutchinson, G. E. (1975) *A Treatise on Limnology, Vol. 1, Part 1: Geography & Physics of Lakes*. New York: John Wiley & Sons Inc.
- Hutchinson, G. E. og Löffler, H. (1956) «The thermal classification of lakes», *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. National Academy of Sciences, 42(2), s. 84.
- Haaland, S. mfl. (2012) *Salt SMART: Vegsalt i innsjøer: Tålegrenser mht. kjemisk sjiktning*. Forskningsrapport 120. Oslo: Statens vegvesen, s. 1–34. Tilgjengelig på: http://www.vegvesen.no/Fag/Publikasjoner/Publikasjoner/Statens+vegvesens+rapporter/_attachment/345257?_ts=137b76850c0 (Åpnet: 10. november 2019).
- Ingvorsen, K., Zeikus, J. G. og Brock, T. D. (1981) «Dynamics of Bacterial Sulfate Reduction in a Eutrophic Lake», *Applied and Environmental Microbiology*, 42(6), s. 1029–1036. Tilgjengelig på: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC244150/> (Åpnet: 17. februar 2020).
- Jellison, R. mfl. (1993) «Meromixis in hypersaline Mono Lake, California. 2. Nitrogen fluxes», *Limnology and Oceanography*, 38(5), s. 1020–1039. doi: 10.4319/lo.1993.38.5.1020.
- Jones, J. G., Simon, B. M. og Roscoe, J. V. (1982) «Microbiological Sources of Sulphide in Freshwater Lake Sediments», *Microbiology*, 128(12), s. 2833–2839. doi: 10.1099/00221287-128-12-2833.

- Judd, J. H. (1970) «Lake stratification caused by runoff from street deicing», *Water Research*, 4(8), s. 521–532. doi: 10.1016/0043-1354(70)90002-3.
- Judd, K. E. mfl. (2005) «A Case History: Effects of Mixing Regime on Nutrient Dynamics and Community Structure in Third Sister Lake, Michigan During Late Winter and Early Spring 2003», *Lake and Reservoir Management*, 21(3), s. 316–329. doi: 10.1080/07438140509354437.
- Katsev, S. mfl. (2010) «Mixing and its effects on biogeochemistry in the persistently stratified, deep, tropical Lake Matano, Indonesia», *Limnology and Oceanography*, 55(2), s. 763–776. doi: 10.4319/lo.2010.55.2.0763.
- Katsev, S. og Dittrich, M. (2013) «Modeling of decadal scale phosphorus retention in lake sediment under varying redox conditions», *Ecological modelling*, 251, s. 246–259. Tilgjengelig på: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.12.008> (Åpnet: 8. januar 2020).
- Kim, T. K. (2015) «T test as a parametric statistic», *Korean Journal of Anesthesiology*, 68(6), s. 540–546. doi: 10.4097/kjae.2015.68.6.540.
- Kimmel, B. L. og Groeger, A. W. (1984) «Factors Controlling Primary Production in Lakes and Reservoirs: A Perspective», *Lake and Reservoir Management*. Taylor & Francis, 1(1), s. 277–281. doi: 10.1080/07438148409354524.
- Kjensmo, J. (1970) «The redox potentials in small oligo and meromictic lakes», *Hydrology Research*, 1(1), s. 56–65. doi: 10.2166/nh.1970.0003.
- Kjensmo, J. (1997) «The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjøen, southeastern Norway», *Hydrobiologia*, 347(1), s. 151–159. doi: 10.1023/A:1003035705729.
- Koretsky, C. M. mfl. (2012) «Redox Stratification and Salinization of Three Kettle Lakes in Southwest Michigan, USA», *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(3), s. 1415–1427. doi: 10.1007/s11270-011-0954-y.
- Kritzberg, E. og Ekström, S. (2012) «Increasing iron concentrations in surface waters - a factor behind brownification?», *Biogeosciences*, 9(4), s. 1465–1478. doi: 10.5194/bg-9-1465-2012.
- Krog, O. W. (2012) *E18 Ørje-Svenskegrensen: Kartlegging av naturtyper*. Notat 1. Oslo: Wergeland Krog Naturkart på oppdrag fra Multiconsult AS, s. 1–71. Tilgjengelig på: www.wkn.no/Publikasjoner/WKN_Notat_2012_1.pdf (Åpnet: 11. oktober 2019).
- Kronvall, K. W. (2013) «Road Salt and Environmental Hazards—Identification of Vulnerable Water Resources», i Rauch, S. mfl. (red.) *Urban Environment*. Dordrecht: Springer Netherlands, s. 465–474. doi: 10.1007/978-94-007-7756-9_41.
- Larsen, D. P., Schults, D. W. og Malueg, K. W. (1981) «Summer internal phosphorus supplies in Shagawa Lake, Minnesota», *Limnology and Oceanography*, 26(4), s. 740–753. doi: 10.4319/lo.1981.26.4.0740.
- Lewis Jr., W. M. (1983) «A Revised Classification of Lakes Based on Mixing», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(10), s. 1779–1787. doi: 10.1139/f83-207.

- Li, J. og Katsev, S. (2014) «Nitrogen cycling in deeply oxygenated sediments: Results in Lake Superior and implications for marine sediments», *Limnology and Oceanography*, 59(2), s. 465–481. doi: 10.4319/lo.2014.59.2.0465.
- Lund, J. W. G. (1965) «The Ecology of the Freshwater Phytoplankton», *Biological Reviews*, 40(2), s. 231–290. doi: 10.1111/j.1469-185X.1965.tb00803.x.
- Laanbroek, H. J. (1990) «Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: a review», *Aquatic Botany*. (Adaptation of Plants to Flooding), 38(1), s. 109–125. doi: 10.1016/0304-3770(90)90101-P.
- Maranger, R. og Pullin, M. J. (2003) «8 - Elemental Complexation by Dissolved Organic Matter in Lakes: Implications for Fe Speciation and the Speciation and the Bioavailability of Fe and P», i Findlay, S. E. G. og Sinsabaugh, R. L. (red.) *Aquatic Ecosystems*. Burlington: Academic Press (Aquatic Ecology), s. 185–214. doi: 10.1016/B978-012256371-3/50009-3.
- Melack, J. M. og Jellison, R. (1998) «Limnological conditions in Mono Lake: contrasting monomixis and meromixis in the 1990s», *Hydrobiologia*, 384(1), s. 21–39. doi: 10.1023/A:1003352511328.
- Meland, S. (2010) *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff*, 86 s. Norwegian University of Life Sciences. Tilgjengelig på: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/190880> (Åpnet: 6. mai 2020).
- Meteorologisk institutt (2019) *Gratis tilgang til meteorologisk institutts vær- og klimadata fra historiske data til sanntidsobservasjoner*, eKlima.no.
- Montani, S., Maita, Y. og Fukase, S. (1980) «Flux of nitrogen compounds in coastal marine sediment and pore water (Funka Bay, Hokkaido)», *Chemical Geology*, 30(1), s. 35–45. doi: 10.1016/0009-2541(80)90114-X.
- Monteith, D. T. *mfl.* (2007) «Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry», *Nature*. Nature Publishing Group, 450(7169), s. 537–540. doi: 10.1038/nature06316.
- NGU (2019a) *Berggrunnskart: N250 med lineamenter og fjellskygge*. Tilgjengelig på: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>.
- NGU (2019b) *Løsmassekart: Løsmassekart med symboler*. Tilgjengelig på: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/>.
- NIBIO (2020) *Kilden. Arealinformasjon - Markslag (AR5) - Arealtype (AR5): Norsk Institutt for Bioøkonomi*. Tilgjengelig på: <https://kilden.nibio.no/> (Åpnet: 10. april 2020).
- Norrström, A.-C. og Bergstedt, E. (2001) «The impact of road de-icing salts (NaCl) on colloid dispersion and base cation pools in roadside soils», *Water, Air And Soil Pollution*, 127(04-jan), s. 281–299.
- Novotny, E. V., Murphy, D. og Stefan, H. G. (2008) «Increase of urban lake salinity by road deicing salt», *Science of The Total Environment*, 406(1), s. 131–144. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.07.037.

- NS 4743 (1993) *Vannundersøkelse - Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksoedisulfat*. Oslo: Norges Standardiseringsforbund, s. 12.
- NS 4746 (1975) *Vannundersøkelse - Bestemmelse av ammoniumnitrogen*. Oslo: Norges Standardiseringsforbund, s. 12.
- NS 4787 (2002) *Vannundersøkelse - Bestemmelse av farge - Metode for spektrofotometrisk måling av absorbans ved 410 nm*. Oslo: Norges Standardiseringsforbund, s. 12.
- NS-EN 1484 (1997) *Vannundersøkelse - Retningslinjer for bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC) og løst organisk karbon (DOC)*. Oslo: Norges Standardiseringsforbund, s. 16.
- NS-EN ISO 6878 (2004) *Vannundersøkelse - Bestemmelse av fosfor - Spektrometrisk metode med ammoniummolybdat*. Oslo: Norges Standardiseringsforbund, s. 28.
- NS-EN ISO 10304-1 (2009) *Vannundersøkelse - Bestemmelse av oppløste anioner med væskrokromatografi - Del 1: Bestemmelse av bromid, klorid, fluorid, nitrat, nitritt, fosfat og sulfat*. Oslo: Norges Standardiseringsforbund, s. 24.
- NS-EN ISO 11885 (2009) *Vannundersøkelse - Bestemmelse av utvalgte elementer ved induktivt koblet plasma-optisk emisjonsspektrometrisk analyse*. Oslo: Norges Standardiseringsforbund, s. 40.
- NVE Atlas (2019) «NVE Atlas». Tilgjengelig på: atlas.nve.no (Åpnet: 6. september 2019).
- OFV (2016) *Årsrapport 2016*. Oslo: Opplysningsrådet for veitrafikken, s. 1–24. Tilgjengelig på: <http://s3-eu-west-1.amazonaws.com/opplysningsraadet-for-veitrafikk/pdf/%C3%85rsrapporter/OFV-Aarsrapport-2017.pdf>.
- Paruch, A. M. og Roseth, R. (2008a) «Treatment of tunnel wash waters – experiments with organic sorbent materials. Part I: Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and nonpolar oil», *Journal of Environmental Sciences*, 20(8), s. 964–969. doi: 10.1016/S1001-0742(08)62194-4.
- Paruch, A. M. og Roseth, R. (2008b) «Treatment of tunnel wash waters — experiments with organic sorbent materials. Part II: Removal of toxic metals», *Journal of Environmental Sciences*, 20(9), s. 1042–1045. doi: 10.1016/S1001-0742(08)62147-6.
- Pettersson, K. (1998) «Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes», *Hydrobiologia*, 373(0), s. 21–25. doi: 10.1023/A:1017011420035.
- Rishatt, A. (2018) *Anrikning og omsetning av metaller i innsjøer utsatt for veiavrenning, studert med paleolimnologiske metoder*. Masteroppgave. Norges Miljø og Biovitenskapelige Universitet. Tilgjengelig på: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2564954>.
- Rogozin, D. Y. *mfl.* (2010) «Some generalizations based on stratification and vertical mixing in meromictic Lake Shira, Russia, in the period 2002–2009», *Aquatic Ecology*, 44(3), s. 485–496. doi: 10.1007/s10452-010-9328-6.
- Roulet, N. og Moore, T. R. (2006) «Browning the waters», *Nature*. Nature Publishing Group, 444(7117), s. 283–284.

- Saunders, D. L. og Kalff, J. (2001) «Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers», *Hydrobiologia*, 443(1), s. 205–212. doi: 10.1023/A:1017506914063.
- Saunes, H. mfl. (2019) *Sluttrapport – Undersøkelse av veinære innsjøer 2015-2018 : vannkvalitet og statistiske analyser av data for 2005-2018*. Forskningsrapport 217. Oslo: COWI for Statens vegvesen, s. 1–102. Tilgjengelig på: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/2611367> (Åpnet: 10. november 2019).
- Saunes, H. og Værøy, N. (2016) *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge: Vannkjemiske undersøkelser: 2015/2016*. Forskningsrapport 344. Oslo: COWI for Statens vegvesen, s. 1–93. Tilgjengelig på: https://www.vegvesen.no/_attachment/1968195/binary/1199270?fast_title=Unders%C3%B8kelse+av+vegn%C3%A6re+innsj%C3%B8er+i+Norge+2015%2F2016.pdf (Åpnet: 11. oktober 2019).
- Saunes, H. og Værøy, N. (2017) *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge: Vannkjemiske og biologiske undersøkelser - 2016*. Forskningsrapport 565. Oslo: COWI for Statens vegvesen, s. 1–50. Tilgjengelig på: https://www.vegvesen.no/_attachment/1968201/binary/1199272?fast_title=Undersøkelser+av+vegnære+innsjøer+i+Norge+2016.pdf (Åpnet: 1. juni 2020).
- Saunes, H., Værøy, N. og Åstebøl, S. O. (2019) *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge: Overvåkning av vannkvalitet i 2018*. Forskningsrapport 218. Oslo: COWI for Statens vegvesen, s. 0–43. Tilgjengelig på: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2593289/Vegnære%20innsjøer%202018%20SVV%20rapport%20218%20%284MB%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (Åpnet: 1. juli 2020).
- Schindler, D. W. (1977) «Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes», *Science*, 195(4275), s. 260–262. doi: 10.1126/science.195.4275.260.
- Seto, M., Nishida, S. og Yamamoto, M. (1982) «Dissolved organic carbon as a controlling factor in oxygen consumption in natural and man-made waters», *Japanese Journal of Limnology (Rikusuigaku Zasshi)*. The Japanese Society of Limnology, 43(2), s. 96–101.
- Sibert, R. J., Koretsky, C. M. og Wyman, D. A. (2015) «Cultural meromixis: Effects of road salt on the chemical stratification of an urban kettle lake», *Chemical Geology*, 395, s. 126–137. doi: 10.1016/j.chemgeo.2014.12.010.
- Simona, M. (2003) «Winter and spring mixing depths affect the trophic status and composition of phytoplankton in the northern meromictic basin of Lake Lugano», *Journal of Limnology*, 62(2), s. 190–206.
- Statens vegvesen (2011) *Rutevise utredninger for riksvegnettet - Riksvegnettet 2a: E18 Riksgrensen/Ørje - Oslo*. Utredning. Oslo: Statens vegvesen region Øst, s. 1–48. Tilgjengelig på: https://www.vegvesen.no/_attachment/2664067/binary/1323055?fast_title=Rute+2a++E18+Riksgrensen%2F%C3%98rje++Oslo.pdf (Åpnet: 11. oktober 2019).
- Statens vegvesen (2012) *E18 Riksgrensen-Ørje og lokalvegnett Braarudveien Ås*. Planbeskrivelse detaljreguleringsplaner med konsekvensutredning. 122570/2. Statens

vegvesen region Øst, s. 133.

Statens vegvesen (2019) *Hvor mye salt brukes i Norge?*, Statens vegvesen. Tilgjengelig på: <https://www.vegvesen.no/fag/veg+og+gate/drift+og+vedlikehold/Vinterdrift/salting/sporsmal-og-svar/hvor-mye-salt> (Åpnet: 22. januar 2020).

Søndergaard, M., Jensen, J. P. og Jeppesen, E. (2003) «Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes», *Hydrobiologia*, 506(1), s. 135–145. doi: 10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd.

Talling, J. F. (1961) «Photosynthesis Under Natural Conditions», *Annual Review of Plant Physiology*, 12(1), s. 133–154. doi: 10.1146/annurev.pp.12.060161.001025.

Tonolla, M., Peduzzi, R. og Hahn, D. (2005) «Long-Term Population Dynamics of Phototrophic Sulfur Bacteria in the Chemocline of Lake Cadagno, Switzerland», *Applied and Environmental Microbiology*. American Society for Microbiology, 71(7), s. 3544–3550. doi: 10.1128/AEM.71.7.3544-3550.2005.

TØI (2015) *Transportytelser i Norge 1946-2013*. 1359/2014. Transportøkonomisk institutt.

Vannforskriften (2006) *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Klima- og miljødepartementet. FOR-2006-12-15-1446. Tilgjengelig på: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (Åpnet: 24. februar 2020).

Verdouw, H. og Dekkers, E. (1982) «Nitrogen cycle of Lake Vechten: Concentration patterns and internal mass-balance», *Hydrobiologia*, 95, s. 191–197. doi: 10.1007/BF00044483.

Værøy, N., Åstebøl, S. O. og Saunes, H. (2018) *Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge: Vannkjemiske og biologiske undersøkelser - 2017*. Forskningsrapport 564. Oslo: COWI for Statens vegvesen, s. 1–73.

Wetzel, R. G. (2001) *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Gulf Professional Publishing.

Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T. og Tranvik, L. J. (2014) «Browning of boreal freshwaters coupled to carbon-iron interactions along the aquatic continuum», *PloS one*. Public Library of Science, 9(2).

Whipple, G. C. (1898) «Classification of lakes according to temperature», *The American Naturalist*. Ginn and Co., 32(373), s. 25–33.

Wold, S., Esbensen, K. og Geladi, P. (1987) «Principal component analysis», *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. (Proceedings of the Multivariate Statistical Workshop for Geologists and Geochemists), 2(1), s. 37–52. doi: 10.1016/0169-7439(87)80084-9.

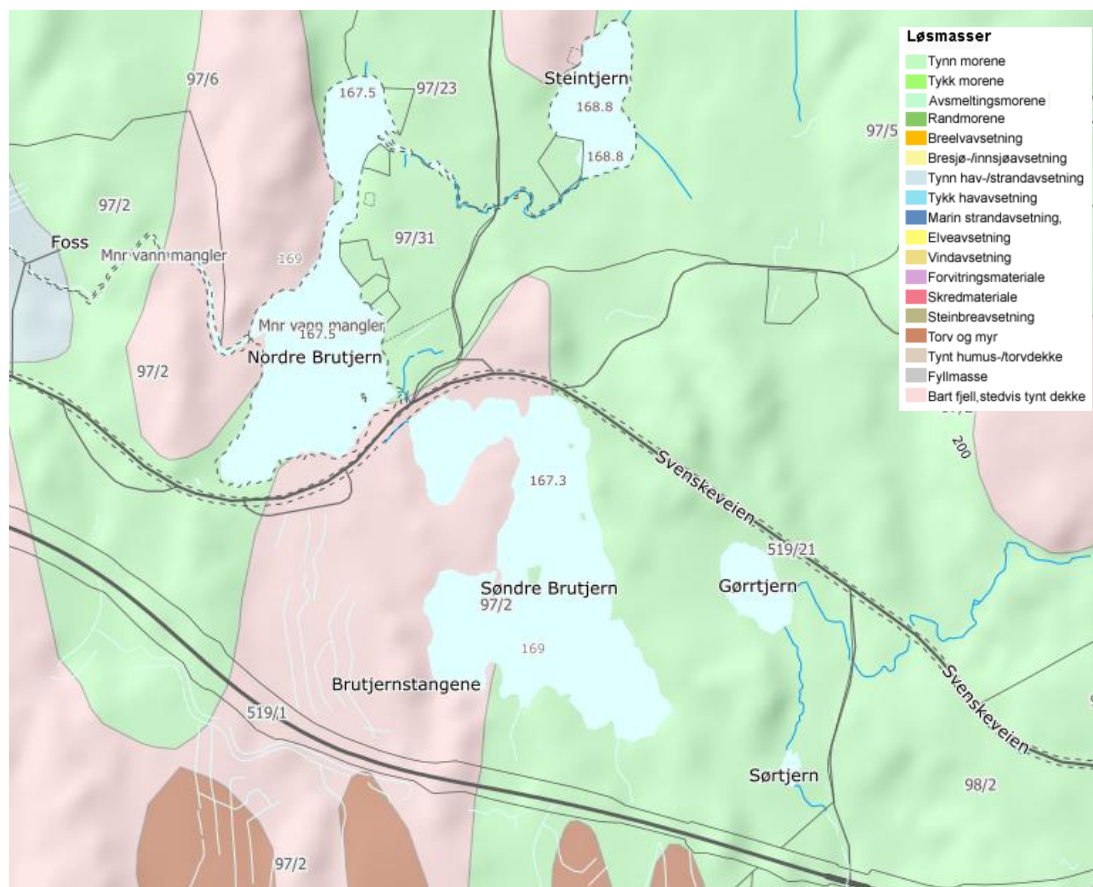
Wright, S. *mfl.* (1991) «Improved Hplc Method for the Analysis of Chlorophylls and Carotenoids from Marine-Phytoplankton», *Marine Ecology Progress Series*, 77(2–3), s. 183–196. doi: 10.3354/meps077183.

Wyman, D. A. og Koretsky, C. M. (2018) «Effects of road salt deicers on an urban groundwater-fed kettle lake», *Applied Geochemistry*, 89, s. 265–272. doi: 10.1016/j.apgeochem.2017.12.023.

- Wåhlin, J. (2019) *Mengderapportering vinteren 2018/2019*. Report. Statens vegvesen.
Tilgjengelig på: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/2620178>
(Åpnet: 25. februar 2020).
- Xu, H. *mfl.* (2010) «Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China», *Limnology and Oceanography*, 55(1), s. 420–432. doi: 10.4319/lo.2010.55.1.0420.
- Zohary, T., Padisak, J. og Naselli-Flores, L. (2009) «Phytoplankton in the physical environment: Beyond nutrients, at the end, there is some light», *Hydrobiologia*, 639, s. 261–269. doi: 10.1007/s10750-009-0032-2.

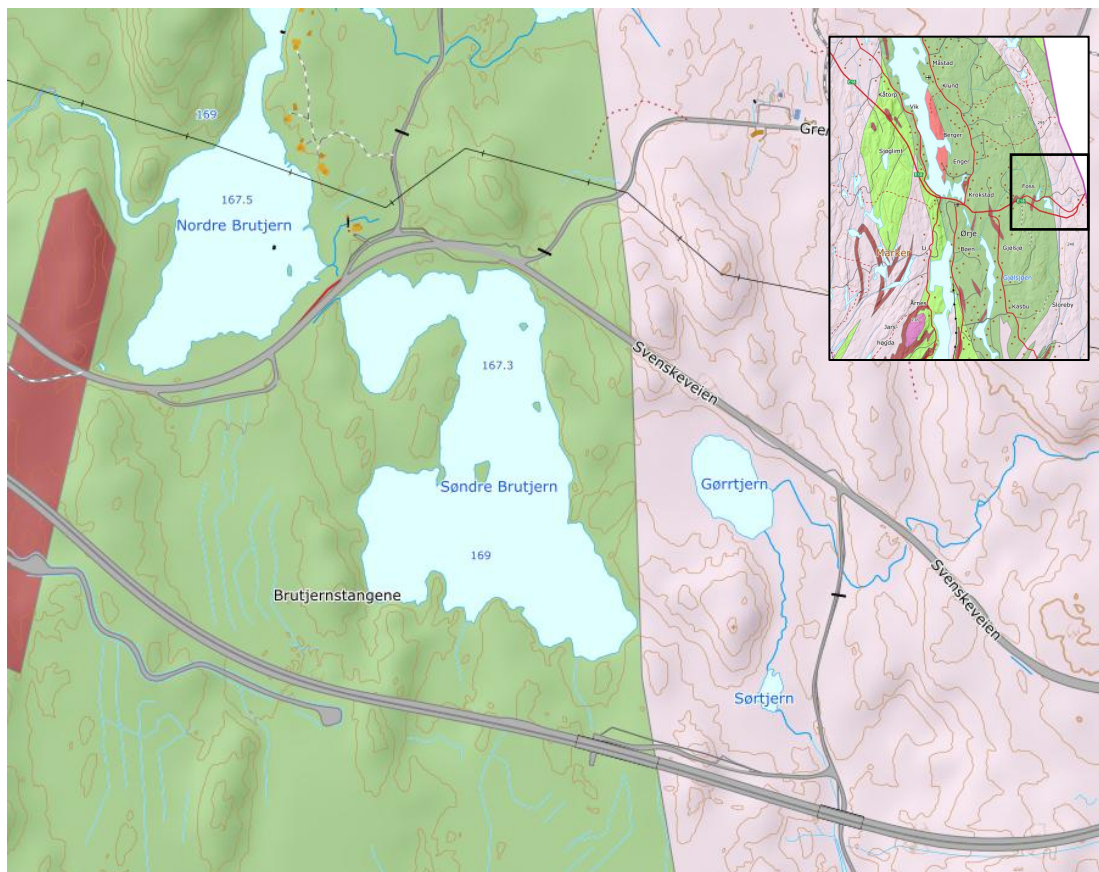
10. Vedlegg

Vedlegg 1 Løsmassekart for undersøkelsesområdet



Løsmassekart (1:7959) over Brutjernområdet med bart fjell og stedvis tynt dekke vest for innsjøen, og tynt morenedekke på østsiden (NGU, 2019b). Myrområder i sør med Stormosen som den største myra.

Vedlegg 2 Berggrunnskart for undersøkelsesområdet



Berggrunnskart (1:6029) over Brutjernområdet (NGU, 2019a). Arealer med rosa farge (til høyre) er diorittisk til granittisk gneis, grønn farge er mylonitt og rød farge (til venstre) er gabbro.

Vedlegg 3 Prinsipal komponent analyse (PCA) – Hele vannsøylen (0.5-11.5m)

Egenanalyse av korrelasjonsmatrisen:

Eigenvalue	10.112	1.365	0.613	0.393	0.238	0.164	0.052	0.023	0.019	0.012	0.005
Proportion	0.778	0.105	0.047	0.030	0.018	0.013	0.004	0.002	0.001	0.001	0.000
Cumulative	0.778	0.883	0.930	0.960	0.979	0.991	0.995	0.997	0.998	0.999	1.000
Eigenvalue	0.003	0.001									
Proportion	0.000	0.000									
Cumulative	1.000	1.000									

Egenvektorer:

Variabel	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10
NH4-N	0.307	-0.092	0.089	0.244	0.080	-0.057	0.065	0.000	0.069	-0.080
S	-0.229	0.529	-0.283	0.239	0.127	-0.052	0.074	-0.615	0.015	-0.258
Mn	0.300	0.054	-0.170	-0.144	0.081	0.374	-0.802	-0.059	-0.013	-0.181
Cl a	-0.231	-0.412	-0.358	0.063	0.793	-0.074	-0.020	0.058	0.038	0.067
SO4-S	-0.235	0.507	-0.300	0.256	-0.008	-0.045	-0.153	0.600	-0.171	0.088
TN	0.308	-0.011	0.100	0.168	0.143	-0.234	0.137	0.275	-0.177	-0.771
TP	0.227	-0.217	-0.744	-0.196	-0.397	-0.382	0.049	-0.032	0.031	-0.026
Farge	0.310	0.057	0.033	0.075	0.125	-0.171	0.009	-0.170	-0.802	0.379
O2 %	-0.280	-0.173	0.270	0.283	-0.145	-0.647	-0.530	-0.098	0.069	0.023
Cl	0.300	0.089	-0.068	0.413	0.004	0.016	0.033	0.254	0.345	0.327
Kond	0.306	0.057	-0.032	0.328	0.052	-0.014	0.076	-0.232	0.304	0.127
Temp	-0.230	-0.436	-0.148	0.576	-0.336	0.445	0.017	-0.063	-0.266	-0.123
Fe	0.312	-0.003	0.016	0.175	0.106	-0.008	-0.117	-0.132	0.038	0.073

Variabel	PC11	PC12	PC13
NH4-N	0.723	0.529	0.049
S	-0.024	0.139	-0.202
Mn	-0.088	0.146	0.049
Cl a	-0.026	0.006	0.016
SO4-S	0.229	-0.124	0.205
TN	-0.255	-0.083	-0.013
TP	0.035	0.004	-0.016
Farge	-0.143	0.107	0.032
O2 %	-0.043	0.027	0.003
Cl	-0.405	0.258	-0.453
Kond	-0.162	-0.201	0.746
Temp	-0.021	-0.040	-0.007
Fe	0.371	-0.733	-0.385

Vedlegg 4 Samletabell av rådata

Tabellen omfatter all innsamlet rådata *in situ* og på laboratoriet. LOD = deteksjonsgrense.

Prøvenr.	Dato	Dyp	Temp	Kond- uktivitet	Klorid	O ₂	O ₂ metning	TOT- P	PO4-P	TOT- N	NH4- N	NO3- N
Benevning		m	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	%	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L
LOD					0.06			1,00	1,00	0.01	0.02	0.02
1	10.04.19	0,5	4,6	159,2	28	7,2	55,8	2,57	1,375	0,51	0,019	0,12
2	10.04.19	2	4,4	162	29	7,0	54,0	3,29	-0,018	0,46	0,018	0,12
3	10.04.19	4	4,3	160,6	29	6,9	53,3	5,41	0,892	0,45	0,015	0,12
4	10.04.19	6	3,8	190,1	34	3,5	26,8	5,41	1,414	0,58	0,021	0,16
5	10.04.19	8	4,1	316	61	0,0	0,0	5,92	3,591	0,95	0,49	0,058
6	10.04.19	10	4,3	375	75	0,0	0,0	8,73	4,975	1,0	0,65	0,037
7	10.04.19	12	4,3	503	105	0,0	0,0	18,87	1,644	1,3	0,9	<0.02
8	23.04.19	0,5	12	160	29	10,5	97,7	2,98	0,607	0,43	0,015	0,085
9	23.04.19	2	6,8	160	29	9,1	74,4	4,71	0,275	0,54	0,015	0,093
10	23.04.19	4	5	162	30	7,3	57,1	3,98	0,014	0,43	0,016	0,12
11	23.04.19	6	4,4	194	36	3,2	24,5	2,94	-0,493	0,48	0,024	0,15
12	23.04.19	8	4,3	325	63	0,0	0,0	12,88	-0,279	0,89	0,54	<0.02
13	23.04.19	10	4,3	365	72	0,0	0,0	16,81	1,929	1,0	0,71	<0.02
14	23.04.19	11,5	4,3	478	99	0,0	0,0	32,48	1,502	1,2	0,75	<0.02
15	02.05.19	0,5	14,5	160,5	29	10,5	102,7	8,29	0,299	0,39	0,022	0,056
16	02.05.19	2	13,5	159,8	29	10,2	102,4	6,86	0,148	0,41	0,016	0,059
17	02.05.19	4	5,2	165	30	6,8	43,7	7,36	0,615	0,50	0,012	0,12
18	02.05.19	6	4,4	204	38	3,2	25,2	9,17	0,655	0,56	0,033	0,15
19	02.05.19	8	4,3	333	64	0,0	0,0	11,25	-0,770	1,0	0,6	<0.02
20	02.05.19	10	4,3	376	75	0,0	0,0	17,81	0,473	1,1	0,73	<0.02
21	20.05.19	0,5	14,8	162	29	10,6	104,2	6,25	1,375	0,40	0,024	0,028
22	20.05.19	2	11,3	163	30	10,6	96,0	9,78	1,494	0,41	0,021	0,030
23	20.05.19	4	6,5	166	31	6,0	48,5	6,89	0,742	0,45	0,016	0,094
24	20.05.19	6	4,7	191	36	1,0	7,4	5,85	1,320	0,48	0,04	0,13
25	20.05.19	8	4,4	330	67	0,0	0,0	14,80	0,473	1,0	0,51	<0.02
26	20.05.19	10	4,4	389	72	0,0	0,0	8,42	0,647	1,1	0,8	<0.02
27	20.05.19	11,5	4,4	423	81	0,0	0,0	15,63	0,528	1,3	0,94	<0.02

Prøvenr.	Dato	Dyp	Temp	Kond- uktivitet	Klorid	O ₂	O ₂ metning	TOT- P	PO4-P	TOT- N	NH4- N	NO3- N
Benevning		m	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	%	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L
LOD					0.06			1,00	1,00	0.01	0.02	0.02
28	03.06.19	0,5	15,7	160	30	10,2	102,7	3,70	0,647	0,44	0,022	<0.02
29	03.06.19	2	13,5	160,8	30	9,6	92,4	2,46	0,781	0,43	0,016	<0.02
30	03.06.19	4	6,7	167	31	4,8	38,9	6,00	0,884	0,44	0,023	0,081
31	03.06.19	6	4,7	172,3	32	0,0	0,0	2,36	0,679	0,49	0,026	0,091
32	03.06.19	8	4,4	316	63	0,0	0,0	8,56	1,106	0,92	0,49	<0.02
33	03.06.19	10	4,4	370	68	0,0	0,0	11,21	0,457	1,1	0,78	<0.02
34	03.06.19	11,5	4,4	395	73	0,0	0,0	20,33	1,027	1,2	0,91	<0.02
35	17.06.19	0,5	17,5	158	30	9,4	98,0	5,33	0,766	0,37	0,013	<0.02
36	17.06.19	2	15,4	158	29	8,9	89,0	7,23	0,647	0,42	0,014	<0.02
37	17.06.19	4	7,9	165	31	4,1	34,8	5,90	1,169	0,39	0,016	0,056
38	17.06.19	6	5	189	35	0,0	0,2	4,69	1,676	0,44	0,034	0,11
39	17.06.19	8	4,5	322	54	0,0	0,0	14,62	1,684	0,84	0,47	<0.02
40	17.06.19	10	4,5	362	66	0,0	0,0	18,36	-0,121	1,1	0,8	<0.02
41	17.06.19	11,5	4,5	379	68	0,0	0,0	21,31	2,380	1,3	0,89	<0.02
42	01.07.19	0,5	20,9	162	31	8,6	95,8	5,69	0,220	0,35	0,019	0
43	01.07.19	2	17,6	160	29	8,0	83,5	8,32	0,489	0,43	0,014	<0.02
44	01.07.19	4	7,6	165	32	2,9	24,4	8,77	0,805	0,51	0,015	0,048
45	01.07.19	6	5,1	187	35	0,0	0,0	11,21	0,829	0,53	0,047	0,086
46	01.07.19	8	4,5	331	63	0,0	0,0	16,28	0,623	1,1	0,69	<0.02
47	01.07.19	10	4,5	355	65	0,0	0,0	18,92	2,237	1,2	0,81	0
48	01.07.19	11,5	4,5	355	66	0,0	0,0	21,18	-0,002	1,2	0,88	<0.02
49	15.07.19	0,5	20,1	163	31	8,6	95,4	6,64	0,892	0,36	0,017	<0.02
50	15.07.19	2	18,8	162	31	7,7	83,2	7,95	0,686	0,35	0,015	<0.02
51	15.07.19	4	8,7	170	32	2,3	19,8	8,70	1,153	0,39	0,015	0,028
52	15.07.19	6	5,5	215	41	0,0	0,0	38,82	1,628	0,61	0,14	0,043
53	15.07.19	8	4,9	309	58	0,0	0,0	22,07	1,256	0,84	0,54	<0.02
54	15.07.19	10	4,7	345	63	0,0	0,0	18,42	0,876	1,1	0,74	<0.02
55	15.07.19	11,5	4,6	354	65	0,0	0,0	30,44	1,082	1,1	0,81	0

Prøvenr.	Dato	Dyp	Temp	Kond- uktivitet	Klorid	O ₂	O ₂ metning	TOT- P	PO4-P	TOT- N	NH4- N	NO3- N
Benevning		m	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	%	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L
LOD					0.06			1,00	1,00	0.01	0.02	0.02
56	29.07.19	0,5	24,4	169	31	8,1	96,9	6,22	2,198	0,34	0,014	0
57	29.07.19	2	20,1	166	32	6,4	70,5	8,11	2,815	0,36	0,012	<0.02
58	29.07.19	4	8,9	167	24	1,3	10,9	7,29	0,228	0,40	0,008	<0.02
59	29.07.19	6	5,5	216	42	0,0	0,0	31,91	0,774	0,53	0,14	<0.02
60	29.07.19	8	4,8	302	58	0,0	0,0	9,67	-0,777	0,87	0,54	<0.02
61	29.07.19	10	4,7	332	63	0,0	0,0	10,66	-0,271	1,2	0,76	<0.02
62	29.07.19	11,5	4,6	339	55	0,0	0,0	32,86	-0,271	1,1	0,75	0
63	12.08.19	0,5	18,8	169	32	7,9	85,0	2,27	0,560	0,35	0,018	<0.02
64	12.08.19	2	18,8	166	32	7,9	84,6	7,00	-0,160	0,37	0,019	<0.02
65	12.08.19	4	9,7	171	32	0,5	4,6	5,83	-0,200	0,40	0,015	0,031
66	12.08.19	6	6	205	38	0,0	0,0	11,92	-0,398	0,47	0,088	<0.02
67	12.08.19	8	5	308	57	0,0	0,0	9,39	-0,144	0,91	0,58	<0.02
68	12.08.19	10	4,9	334	61	0,0	0,0	21,17	-0,437	1,1	0,77	<0.02
69	12.08.19	11,5	4,8	346	63	0,0	0,0	25,10	0,576	1,2	0,92	0
70	26.08.19	0,5	18,8	166	31	9,0	96,4	11,93	0,117	0,38	0,018	<0.02
71	26.08.19	2	17,1	165	32	8,3	86,3	10,21	0,655	0,47	0,014	<0.02
72	26.08.19	4	11,5	177	33	0,1	1,1	27,58	0,117	0,47	0,035	<0.02
73	26.08.19	6	6,3	214	40	0,0	0,0	32,03	0,394	0,50	0,12	<0.02
74	26.08.19	8	5	313	60	0,0	0,0	15,73	0,133	1,0	0,66	<0.02
75	26.08.19	10	4,8	336	62	0,0	0,0	18,96	0,212	1,2	0,85	0
76	26.08.19	11,5	4,7	345	63	0,0	0,0	33,47	0,030	1,2	0,95	0

Prøvenr.	Dato	Dyp	pH	Farge	DOC	TOT-S	SO4-S	Klorofyll <i>a</i>	Mn	Fe
Benevning		m		mg Pt/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	mg/L
LOD					0.3	0.012	0.08	0.2	0.0001	0.0021
1	10.04.19	0,5	*	81	12	3,3	2,7	0,51	0,12	0,44
2	10.04.19	2	*	81	12	3,4	2,7	0,6	0,12	0,44
3	10.04.19	4	*	81	12	3,3	2,7	0,63	0,12	0,44
4	10.04.19	6	*	106	14	3,9	3,3	0,25	0,19	0,64
5	10.04.19	8	*	175	14	3,4	2,7	0	0,8	4,8
6	10.04.19	10	*	188	15	3	2,4	0	0,78	5,9
7	10.04.19	12	*	306	14	3,2	2,5	0	0,7	11
8	23.04.19	0,5	7	74	12	3,3	2,7	1,31	0,11	0,36
9	23.04.19	2	6,9	76	12	3,3	2,7	2,98	0,12	0,4
10	23.04.19	4	6,8	80	12	3,3	2,8	0,66	0,12	0,45
11	23.04.19	6	6,6	104	14	3,9	3,2	0	0,2	0,67
12	23.04.19	8	6,7	173	15	3,1	2,5	0	0,83	4,6
13	23.04.19	10	6,7	188	14	3	2,3	0	0,83	6
14	23.04.19	11,5	6,7	252	14	3,3	2,7	0	0,63	9,2
15	02.05.19	0,5	7,3	74	12	3,3	2,7	3,75	0,09	0,29
16	02.05.19	2	7,4	74	12	3,3	2,8	3,78	0,089	0,29
17	02.05.19	4	6,8	83	12	3,4	2,8	1,53	0,12	0,42
18	02.05.19	6	6,6	108	14	3,9	3,2	0,49	0,23	0,73
19	02.05.19	8	6,6	188	13	3,1	2,5	0,59	0,83	5,2
20	02.05.19	10	6,7	206	14	3	2,3	0,38	0,8	6,7
21	20.05.19	0,5	7,2	69	12	3,3	2,7	2,29	0,065	0,26
22	20.05.19	2	7,1	71	12	3,3	2,8	3,13	0,063	0,27
23	20.05.19	4	6,5	80	12	3,4	2,9	0,93	0,1	0,36
24	20.05.19	6	6,4	98	14	3,7	3,1	0,26	0,2	0,63
25	20.05.19	8	6,4	169	14	3,3	2,6	0,37	0,79	4,5
26	20.05.19	10	6,5	223	13	2,9	2,2	0,4	0,83	8,2
27	20.05.19	11,5	6,6	269	12	2,8	2,1	0,44	0,79	11
28	03.06.19	0,5	7,3	66	12	3,3	2,7	4,5	0,047	0,26
29	03.06.19	2	7,3	66	12	3,3	2,7	4,34	0,045	0,26
30	03.06.19	4	6,5	76	12	3,4	2,8	0,96	0,093	0,34
31	03.06.19	6	6,4	82	13	3,5	2,9	0,93	0,12	0,4
32	03.06.19	8	6,5	204	14	3,3	2,6	0,26	0,76	4,6
33	03.06.19	10	6,5	280	13	2,8	2,1	0	0,82	7,9
34	03.06.19	11,5	6,6	325	12	2,6	2,0	0	0,82	9,7

Prøvenr.	Dato	Dyp	pH	Farge	DOC	TOT-S	SO4-S	Klorofyll <i>a</i>	Mn	Fe
Benevning		m		mg Pt/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	mg/L
LOD					0.3	0.012	0.08	0.2	0.0001	0.0021
35	17.06.19	0,5	6,9	64	12	3,2	2,6	3,03	0,03	0,23
36	17.06.19	2	6,9	64	13	3,2	2,6	3,85	0,032	0,24
37	17.06.19	4	6,3	73	12	3,5	2,8	2,32	0,082	0,34
38	17.06.19	6	6,3	92	13	3,6	3,0	0,72	0,23	0,62
39	17.06.19	8	6,5	177	13	3,2	2,3	0,84	0,75	4,7
40	17.06.19	10	6,6	237	12	2,6	2,0	0,58	0,84	7,8
41	17.06.19	11,5	6,6	257	13	2,4	1,7	0,46	0,86	8,9
42	01.07.19	0,5	7	62	13	3,3	2,7	2,54	0,029	0,2
43	01.07.19	2	7	63	13	3,3	2,7	4,08	0,027	0,2
44	01.07.19	4	6,4	72	12	3,3	2,8	2,65	0,091	0,33
45	01.07.19	6	6,3	94	13	3,5	3,0	0,58	0,3	0,73
46	01.07.19	8	6,5	213	13	2,6	2,0	0,7	0,82	6,3
47	01.07.19	10	6,6	236	14	2,3	1,7	0,43	0,86	7,9
48	01.07.19	11,5	6,6	256	13	2,2	1,6	0,4	0,86	8,4
49	15.07.19	0,5	6,8	56	12	3,2	2,6	3,83	0,023	0,19
50	15.07.19	2	6,8	58	12	3,2	2,6	3,72	0,024	0,19
51	15.07.19	4	6,3	73	13	3,4	2,8	5,32	0,1	0,38
52	15.07.19	6	6,3	114	13	3,3	2,7	1,41	0,56	1,7
53	15.07.19	8	6,5	170	12	2,7	2,1	0,55	0,8	5,3
54	15.07.19	10	6,5	198	12	2,4	1,9	0,48	0,85	6,9
55	15.07.19	11,5	6,6	214	12	2,2	1,6	0,4	0,87	7,6
56	29.07.19	0,5	6,9	58	12	3,3	2,6	1,42	0,023	0,17
57	29.07.19	2	6,9	61	13	3,3	2,7	1,82	0,025	0,18
58	29.07.19	4	6,3	69	7,4	3,3	1,9	4,74	0,1	0,33
59	29.07.19	6	6,3	106	13	3,4	2,8	1,84	0,87	1,4
60	29.07.19	8	6,5	197	12	2,7	2,0	0,87	0,82	5,4
61	29.07.19	10	6,6	236	12	2,2	1,6	0,6	0,86	7
62	29.07.19	11,5	6,6	248	11	2	1,3	0,59	0,87	7,6
63	12.08.19	0,5	6,7	58	12	3,1	2,6	0,79	0,054	0,2
64	12.08.19	2	6,8	57	12	3,1	2,6	0,64	0,054	0,21
65	12.08.19	4	6,2	73	11	3,4	2,8	1,44	0,34	0,48
66	12.08.19	6	6,3	97	12	3,3	2,9	0,91	0,75	1,3
67	12.08.19	8	6,5	174	12	2,5	1,8	0	0,85	5,7
68	12.08.19	10	6,6	201	12	2,1	1,5	0	0,87	7
69	12.08.19	11,5	6,6	214	12	1,8	1,3	0	0,9	8

Prøvenr.	Dato	Dyp	pH	Farge	DOC	TOT-S	SO4-S	Klorofyll <i>a</i>	Mn	Fe
Benevning		m		mg Pt/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	mg/L
LOD					0.3	0.012	0.08	0.2	0.0001	0.0021
70	26.08.19	0,5	6,9	67	13	3,1	2,6	2,27	0,036	0,19
71	26.08.19	2	6,9	66	12	3,1	2,6	3,45	0,045	0,2
72	26.08.19	4	6,4	97	13	3,5	3,0	1,23	0,25	0,5
73	26.08.19	6	6,4	113	12	3,3	2,8	1,36	0,95	1,9
74	26.08.19	8	6,6	229	12	2,2	1,6	0,84	0,89	6,1
75	26.08.19	10	6,7	266	15	1,9	1,3	0,66	0,91	7,2
76	26.08.19	11,5	6,8	272	13	1,7	1,1	0,55	0,92	7,8

Vedlegg 5 Paret t-test

Paret t-test for de 7 parameterne konduktivitet, klorid, total fosfor, total nitrogen, løst ortofosfat, nitrat og ammonium. I testen ble verdier av de ulike parameterne fra 0.5 til 4 meter testet mot verdier fra 8 til 11.5 meter. Antall verdier (N) ble da 32. Testen tilsa at det var en signifikant forskjell mellom konsentrasjonene i topp- og bunnvann for alle parameterne, med unntak av løst ortofosfat. I testen ble rådata anvendt, med unntak av verdier lik eller lavere enn den gjennomsnittlige deteksjonsgrensen for gjeldende analyse, der halvparten av deteksjonsgrensen ble anvendt som verdi. Dette medfører at testen er usikker for ammonium, nitrogen og løst ortofosfat, da flere av de målte verdiene av disse var lik/under deteksjonsgrensen for analysemetoden.

Parameter	N	Gjennomsnittskonsentrasjon		Gjennomsnittlig differanse (8-11.5m - 0.5-4m)	P-verdi
		(0.5-4m)	(8-11.5m)		
Konduktivitet (µS/cm)	32	163,8 (±4,3)	355,03 (±45,33)	192,22 (±46,09)	0,000
Klorid (mg/L)	32	30,2 (±1,72)	67,13 (±10,97)	36,88 (±11,26)	0,000
Total fosfor (µg/L)	32	7,0 (± 4,43)	17,57 (±7,38)	10,57 (±6,62)	0,000
Total nitrogen (mg/L)	32	0,41 (±0,05)	1,007 (±0,13)	0,66 (±0,12)	0,000
Løst ortofosfat (µg/L)	32	0,75 (±0,55)	1,075 (±1,029)	0,32 (±1,17)	0,131
Nitrat (mg/L)	32	0,041 (±0,040)	0,0123 (±0,009)	-0,029 (± 0,036)	0,000
Ammonium (mg/L)	32	0,012 (±0,006)	0,725 (± 0,147)	0,712 (± 0,147)	0,000

Vedlegg 6 Koordinater, maksimumsdyp og konduktivitet anvendt for dybde- og konduktivitetskart

Koordinater, maksimumsdyp (M-dyp (m)) og konduktivitet målt i $\mu\text{S}/\text{cm}$ for hver meter for de 59 punktene som ble kartlagt 17. januar 2019. Skravert grå rad er punktet (39) som ble valgt for videre undersøkelser. Ved punkt 55 ble høyeste konduktivetsverdi for det nordøstlige bassenget målt.

Punkt	Breddegrad	Lengdegrad	M-dyp (m)	0,5 m	1 m	2 m	3 m	4 m	5 m	6 m	7 m	8 m	9 m	10 m	11 m	12 m
1	59.484520000	11.720610000	1,5	160	159											
2	59.484393000	11.720767000	3	160	159	155	155									
3	59.484254000	11.720967000	5,4	159	158	155	155	160	165							
4	59.484156000	11.721195000	5,3	158	157	155	155	161	170							
5	59.484031000	11.721334000	4,1	157	157	155	155	155								
6	59.484153000	11.721583000	2,9	161	160	156	155									
7	59.484272000	11.721431000	3,7	161	159	156	156									
8	59.484333000	11.721298000	4,4	158	156	155	155	157								
9	59.484463000	11.721111000	4,2	160	157	155	155	157								
10	59.484606000	11.720935000	2,4	160	157	155										
11	59.484049000	11.720903000	5,5	160	159	156	155	156	174							
12	59.484274000	11.720530000	1,9	157	157											
13	59.484178000	11.720706000	3,7	158	157	155	155									
14	59.483956000	11.721069000	5,1	160	158	155	156	158	161							
15	59.484294000	11.721891000	2,5	162	158	156										
16	59.484362000	11.721727000	2,8	160	159	156										
17	59.484464000	11.721581000	2,8	158	157	156										
18	59.484552000	11.721419000	2,7	157	156	155										
19	59.484430000	11.722036000	2,2	150	152	154										
20	59.484457000	11.722384000	1,8	161	151											
21	59.484474000	11.722703000	1,8	159	158											
22	59.484471000	11.723102000	1,9	160	158											
23	59.484465000	11.723345000	4	160	157	156	156	185								
24	59.484193000	11.723284000	7,1	159	158	156	156	156	156	157	167					
25	59.483927000	11.723233000	8,4	157	156	156	156	155	156	156	156	161				
26	59.483675000	11.723214000	8,5	158	158	156	156	156	156	156	158	160				
27	59.483404000	11.723156000	8,5	158	158	156	156	156	155	156	158	162				
28	59.483126000	11.723141000	5,7	162	159	156	156	156	156							
29	59.482870000	11.723077000	2,7	162	159	156										
30	59.482625000	11.723070000	2,8	160	158	156										
31	59.482324000	11.723015000	2,9	159	158	157										
32	59.482054000	11.723015000	2,8	160	159	156										

Punkt	Breddegrad	Lengdegrad	M-dyp (m)	0,5 m	1 m	2 m	3 m	4 m	5 m	6 m	7 m	8 m	9 m	10 m	11 m	12 m
33	59.481797000	11.722924000	7,7	158	156	156	155	155	157	180	226					
34	59.481515000	11.722807000	8,3	158	158	155	155	155	160	183	229	260				
35	59.481468000	11.723464000	10	158	156	155	155	155	158	180	230	292	314	324		
36	59.481718000	11.723599000	9	161	158	156	155	155	158	181	230	301	305			
37	59.481989000	11.723622000	5,5	162	159	156	156	156	157							
38	59.481961000	11.724234000	6,9	160	159	156	155	155	159	174						
39	59.481691000	11.724343000	12	158	158	156	155	155	158	186	229	301	316	326	338	
40	59.481445000	11.724371000	11	159	157	156	156	156	157	184	239	303	316	323	335	
41	59.481249000	11.725246000	6,2	158	157	155	155	155	155	166						
42	59.481448000	11.724929000	7,1	158	157	156	155	155	158	180	225					
43	59.481706000	11.724782000	7,9	158	157	156	155	155	156	182	220					
44	59.481954000	11.724762000	4,2	160	159	157	156	156								
45	59.482595000	11.724610000	4,4	159	160	157	156	156								
46	59.482855000	11.723622000	3,5	163	157	157	156									
47	59.483144000	11.723619000	7,6	160	159	156	156	156	156	156	155					
48	59.482856000	11.724596000	5,3	158	157	156	156	156	156							
49	59.483105000	11.724511000	2,6	159	158	157										
50	59.483370000	11.724390000	5,2	159	160	156	156	155	158							
51	59.483396000	11.723673000	10	159	159	157	156	156	156	156	159	169	240	650		
52	59.483642000	11.723622000	12	159	158	156	156	156	156	155	158	166	255	702	791	789
53	59.483632000	11.724363000	8,2	161	159	157	156	156	156	156	156	173				
54	59.483891000	11.724296000	6,8	161	159	157	156	156	155	155						
55	59.483911000	11.723610000	12	162	160	157	156	156	156	156	161	170	238	708	793	
56	59.484204000	11.723654000	9,9	162	160	157	156	156	155	156	156	161	255	456		
57	59.484159000	11.724188000	2,4	162	162	157										
58	59.484418000	11.724122000	4,9	161	160	157	156	156								
59	59.484452000	11.723805000	6,1	161	160	157	156	156	156							



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway