



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Veisalt-indusert meromiksis: Effekter på tilgjengelighet av metaller og fosfat i vannet og mulige konsekvenser for *Gonyostomum semen* i Kutjern i Marker kommune

Road salt-induced meromixis: Effects on metal and phosphate availability in water and potential implications for *Gonyostomum semen* in Lake Kutjern, Marker municipality

Daria Dedikova

Naturforvaltning

FORORD

Jeg er svært glad for å kunne kunngjøre at min masteroppgave i Naturressursforvaltning ved NMBU nå er fullført. Dette hadde ikke vært mulig uten støtte og oppmuntring fra mange personer som har spilt en betydelig rolle i min akademiske reise. Derfor vil jeg benytte anledningen til å uttrykke min dype takknemlighet til hver enkelt av dere som har bidratt til min suksess.

Først og fremst ønsker jeg å rette en hjertelig takk til mine veiledere, Thomas Rohrlack og Gunnhild Riise, for deres uvurderlige støtte og veiledning gjennom min forskningsreise. Deres innsiktsfulle tilbakemeldinger og konstruktive kritikk har vært avgjørende for å forme min oppgave og øke min forståelse av emnet.

Jeg vil også uttrykke min takknemlighet til Vida Steiro for hennes hyggelig samarbeid i feltet og laboratoriet. Hennes bidrag til min forskning har vært betydelig, og jeg er takknemlig for muligheten til å jobbe sammen med henne.

Til slutt vil jeg takke min familie og venner for deres støtte, oppmuntring og tilbakemeldinger gjennom hele min utdanning. Jeg ville ikke vært i stand til å nå denne milepælen uten deres konstante kjærlighet og støtte.

Tusen takk til alle som har spilt en rolle i min akademiske reise. Jeg er stolt av å ha fullført min mastergrad, og jeg ser frem til neste kapittel i min akademiske og profesjonelle karriere.

Oslo, 16.05.2023

Daria Dedikova

SAMMENDRAG

For å forbedre veikvaliteten og øke trafikksikkerheten brukes salt aktivt på veiene, og i løpet av de siste årene har saltforbruket økt med mer enn det dobbelte (Amundsen et al. 2008). Den økende avrenningen av vegsalt utgjør imidlertid en betydelig trussel for vannkvaliteten i innsjøer som befinner seg i nærheten av veiene. Hver innsjø har en rekke kvalitetselementer som inkluderer planteplankton, vannplanter og fisk, med vannkjemi og vannfysikk som støtteparametere (Direktoratsgruppa, Vanndirektivet 2013). Fytoplankton og alger responderer raskt på endringer i tilførselen av næringsstoffer, og kan derfor være nyttige parametere for å evaluere graden av menneskelig påvirkning på en innsjø.

Masteroppgaven omhandler undersøkelser av effektene av veisalt på Kutjern, en innsjø i regionen, både kjemisk og økologisk. Veisaltet fører til meromiksis i innsjøen, som forårsaker opphopning av tungmetaller, som bly, krom, aluminium, nikkel og mangan, i bunnsjiktet av innsjøen. Konsentrasjonene av disse stoffene ble målt gjennom hele studieperioden, og det ble funnet at konsentrasjonen av bly var lik tilstandsklasse 3 (moderat), mens konsentrasjonene av sink, nikkel og krom var tilstandsklasse 2. Resultatene viser at veisaltet har forårsaket meromiksis i innsjøen, som hindrer vår- og høstmikser, undertrykker oksygentilførselen til bunnvannet og akkumulering av næringsstoffer i innsjøen. Det er mest sannsynlig at forhøyede konsentrasjoner av bly ikke har hatt noen påvirkning på veksten til *G. semen*. Dette kan delvis tilskrives bindingen av bly i partikler, så vel som de lave konsentrasjonene av bly og *G. semens* toleranse mot dette metallet. *G. semens* toleranse mot bly kan være del av ytterligere undersøkelser.

I tillegg til tungmetaller har fosfat og fosfor også vært et fokusområde i undersøkelsene av Kutjern. Fosfat er et viktig næringsstoff for alger og andre vannplanter, men høye konsentrasjoner av fosfat kan føre til overvekst av alger og redusert vannkvalitet. Resultatene viser at det var høye konsentrasjoner av fosfat i innsjøen, spesielt i overflatesjiktet.

Alt i alt bidrar denne studien til å forstå hvilke konsekvenser veisalt kan ha på humiske innsjøer, selv etter flytting av veien. En slik kunnskap kan være av betydning for ferskvannsforvaltning i fremtiden, da flere innsjøer kan påvirkes av veisalt på grunn av klimaendringer og økt trafikk

INNHALDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING.....	4
1.1 Bruk av veisalt i Norge.....	7
1.1.1. Veisaltning av E18.....	8
1.2 Forurensing fra veier.....	8
1.3 Saltsjiktning.....	9
1.4 Holomiktiske (vanlige, typiske) innsjøer.....	10
1.5 Meromiktiske innsjøer.....	10
1.5.1 Effekter av endringer i sjiktningsforhold for abiotiske faktorer..	11
1.5.2 Påvirkning av salt og saltindusert sjiktning på biota.....	15
1.6 Gonyostomum semen.....	17
1.7 Oppgavens innhold og formål.....	18
2. OMRÅDEBESKRIVELSE.....	19
2.1 Kutjern.....	20
2.2 Historiske og nåværende opplysninger om E18.....	21
3. MATERIAL OG METODE.....	23
3.1. Datainnsamling.....	23
3.2 Vannprøvetaking i denne studien.....	24
3.3 Laboratoriearbeid.....	25
3.4 Vannkjemiske og biologiske analyser.....	25
3.5 Statistiske analyser	27
3.4. Usikkerhet og feilkilder.....	27
4 RESULTATER.....	28
4.1 Værforholdene i løpet av studieperioden.....	28
4.2 Saltstratifikasjon.....	29
4.3 Termstratifikasjon.....	30

4.4 Distribusjon av oksygen, klorider, tungmetaller og andre stoffer i tid og rom.....	31
Oksygen.....	31
Klorid.....	32
Bly.....	33
Kobber.....	34
Sink.....	36
Krom.....	37
Aluminium.....	38
Nikkel.....	39
Jern.....	40
Mangan.....	41
Kobolt.....	42
Kadmium.....	43
DOC.....	44
Sulfat.....	46
Fosfor.....	46
Distribusjon av G.semen i tid og rom.....	47
4.6 Prinsipal komponentanalyse (PCA).....	48
4.7. Flerekorrelasjonsanalyse for alle parameterne.....	49
5 DISKUSJON.....	50
5.1 Saltstratifisering og oksygen.....	51
5.2. Tilførsel av salt og metaller i Kutjern.....	52
5.3 Tungmetaller i Kutjern.....	53
5.4 Påvirkning av tungmetaller i Kutjern på G.semen.....	56
5.5 Fosfor og fosfat.....	59
6 KONKLUSJON.....	60
REFERANSER.....	61
Vedlegg 1.....	66
Vedlegg 2.....	67

INNLEDNING

Vi mennesker er vant til å bruke salt, et stoff som vi betrakter som uskyldig og ufarlig. Derfor bruker vi det ofte på kjøkkenet, i garasjen, i hagen, i industrielle prosesser, og på veier. Veisalt ser ut til å være helt trygt, men i virkeligheten kan dette stoffet utløse ulike prosesser i jord og vann, og føre til uforutsigbare konsekvenser.

Salt brukes aktivt på veier for å forbedre veikvaliteten og øke sikkerheten på veiene. De siste årene har saltforbruket mer enn doblet seg (Amundsen et al. 2008), og dette har ført til økende avrenning av veisalt, som igjen representerer en trussel for vannkvaliteten i innsjøene som ligger i nærheten av veiene. Hver innsjø består av en rekke kvalitetselementer, inkludert planteplankton, vannplanter og fisk, støttet av vannkjemi og vannfysikk som tilleggsparemetere. Fytoplankton og alger er spesielt følsomme for endringer i tilførselen av næringsstoffer og kan derfor brukes som en nyttig indikator for å vurdere graden av menneskelig påvirkning på en innsjø. Undersøkelser som er gjennomført tidligere, viser at avrenning fra veier er en betydelig forurensningskilde til resipienter som ligger nær dem. Forurensningene inneholder vegsalt (NaCl, Ca), tungmetaller (Cu, Zn, Ni, Pb, Al, Co) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Mengdene av eventuelle forurensninger fra veiene påvirkes i stor grad av trafikk tettheten, type veidekke og forbruket av veisalt (Saunes mfl., 2019).

Avrenning av vegsalt kan påvirke innsjøens tilstand på ulike måter, og føre til fysiske, kjemiske og biologiske konsekvenser (Novotny et al., 2008). En av effektene som tilførsel av salt representerer, er endring av tetthetsgradienter i vannfasen, og påfølgende mulig sjiktning. Sjiktning kan bidra til akkumulering av tungmetaller, øking av dens mobilitet og derfor biotilgjengelighet og dannelse av anoksiske forhold i bunnen (Haaland, S., Turtumøygard, S., Gjemlestad, L. J., Nytrø, T.E, 2011). Slike endringer kan påvirke veksten av alger, spesielt *Gonyostomum semen*, og i denne studien vil vi undersøke dens tilstand som et delmål.

1.1 Bruk av veisalt i Norge

Veisalt er et effektivt hjelpemiddel som brukes for å sikre fremkommeligheten på veiene om vinteren og gjenopprette bar vei etter snøfall. Statens vegvesen (SVV) bruker i gjennomsnitt 238,8 tonn veisalt per år for å opprettholde trygghetsnivået på veiene (Svendsen, Jan Harry, 2017). I dette kapittelet vil vi se på bruken av veisalt, dens sammensetning og hvordan det fungerer.

Veisalt er en blanding av natriumklorid (NaCl), magnesiumklorid (MgCl_2) og kalsiumklorid (CaCl_2) som brukes for å smelte snø og is på veiene om vinteren. NaCl er hovedsakelig brukt som avvisningsmiddel, men andre salter som MgCl_2 og CaCl_2 kan også brukes (Amundsen, 2008).

Når veisalt blir strødd på veien, smelter det is og snø ved å senke frysepunktet til vannet. Når saltet løser seg i vann, dannes det enverdige kationer og anioner, Na^+ og Cl^- , som binder seg til vannmolekylene og gjør dem mindre tilbøyelige til å fryse. Veisaltet bidrar til å opprettholde en bar vei i lave temperaturer og for å gjenopprette en bar vei etter snøvær. Dette gir kortere bremselengde og bedre veigrep, noe som øker trygghetsnivået på veiene (Svendsen, Jan Harry, 2017).

I Norge begynte man å salte veiene før 1970-tallet, og siden den gang har trafikkmengden økt betraktelig, vegnettet har blitt utvidet, og kravene til vegstandard har blitt høyere. Som en konsekvens av dette har bruken av salt økt dramatisk (Sivertsen et al., 2007). I vintersesongen 2003/2004 ble det brukt 129 000 tonn salt, men i 2017/2018 økte dette til 325 000 tonn (Wåhlin, 2018).

På tross av programmer som SaltSMART og Norwat fra Statens Vegvesen, har økningen i saltbruk fortsatt. Salt brukes for å senke smeltepunktet til is og snø, og for å gjøre snøen mindre kompakt, noe som gjør veiene sikrere for trafikk (Bjørnskau, 2011). Økte krav til drift og sikkerhet, lengre vegnett, og mer ustabile vintre er også blant årsakene til økningen i saltbruk (Statens Vegvesen, 2019b). Imidlertid fører bruken av vegsalt til økt vegslitasje ved at veiene blir isfrie og bløte, og dette kan føre til mer forurensning fra veiene (Amundsen & Roseth, 2004).

Saltbruk kan også ha negative konsekvenser. Når veisaltet når vannforekomstene, kan det føre til påvirkning av både den kjemiske sammensetningen og det biologiske mangfoldet i vannet. En overflod av veisalt kan resultere i økt konsentrasjon av natrium og klorid i vannet, og dette kan påvirke både plante- og dyrelivet på en ugunstig måte. (Novotny, 2008)

1.1.1. Veisaltning av E18

Veisalt (NaCl) har vært ansett som et vanlig middel for å redusere is og snø på veier i Norge siden 1970-tallet på den gamle E18 Riksgrensen - Ørje (Olberg pers. medd. 2017). Det er imidlertid ikke mulig å finne nøyaktig informasjon om den historiske bruken av veisalt på strekningen fra starten av 1970-tallet fram til 2010. For å gi en indikasjon på utviklingen i saltbruken på strekningen fra 1990-tallet til 2010, har historiske tall for saltbruk i Norge i perioden 1994-2010 blitt undersøkt (Sivertsen et al. 2016). Mengden veisalt som påføres norske veier har økt betydelig de siste årene, som reflekteres i totalt saltforbruk på riksveier og fylkesveier i Norge fra 1994 til 2010 (Sivertsen et al. 2016). Saltforbruket i Norge økte fra ca. 100 000 tonn salt i vintersesongen 1994-1995 til 201 000 tonn salt i vintersesongen 2009-2010 (Sivertsen et al. 2016). Fra rundt 2000-tallet har bruken av veisalt på norske veier økt jevnt og trutt (Sivertsen et al. 2016). Basert på dette kan man anta at bruken av veisalt på den gamle E18 Riksgrensen - Ørje har fulgt utviklingen av saltbruken på norske veier i perioden 1994-2010 til en viss grad.

Når det gjelder å si noe mer konkret om saltforbruket på strekningen E18 Riksgrensen - Ørje, er den nærmeste indikasjonen saltforbruket i perioden 2010-2016 på riksveier og fylkesveier i Østfold nord, som også inkluderer den gamle E18 Riksgrensen - Ørje (Lerfaldet pers. medd. 2017). På strekningen saltes veien etter strategi for bar vei og vinterdriftsklasse DkB, middels (Statens vegvesen 2017). Dette betyr at godkjente føreforhold er bar vei, og hard snø eller is kan tillates utenom hjulspor i begrenset tidsrom (Statens vegvesen 2015). Totalt saltforbruk i Østfold nord har variert fra 25 560 tonn til 16 170 tonn (19,3 tonn/km) i 2016 (Lerfaldet pers. medd. 2017). Variasjoner i saltbruken fra vinter til vinter skyldes forskjeller i vær- og føreforhold og trafikkmengder (Lerfaldet pers. medd. 2017).

1.2. Forurensing fra veier

Ved nedbør renner vann fra veier videre til nærliggende vannforekomster. Avrenning fra veier kan utgjøre en betydelig kilde til forurensning av nærliggende innsjøer. Dette skyldes at veier fungerer som en overflate som kan samle opp og transportere forurensninger fra kjøretøyer, veistøv, og veivedlikeholdsprodukter, som veisalt og kjemikalier som brukes for å kontrollere ugress langs veien. Hovedsakelig består forurensningen av veisalt (NaCl), men også av metaller (f.eks. Cu, Zn, Ni, Pb, Co, Hg, Cr, osv.) og organiske miljøgifter som PAH-forbindelser (polysykliske aromatiske hydrokarboner), olje og andre miljøfremmede stoffer, som kommer fra biltrafikk. Mengden forurensning fra vei til vannforekomst avhenger av faktorer som lengden på veistrekningen i nedbørsfeltet, trafikkmengde, type veidekke, forbruk av salt og avstand til innsjøen (Haaland, S., Turtumøygard, S., Gjemlestad, L. J., Nytrø, T.E., 2011).

Tabell 1. Mengder av ulike forurensningskomponenter i avrenning fra veg

	ADT	Pb	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Hg	P	N	SS	Olje	PAH	BaP
Beregning av totalt utslipp Norge	5000	1027	7817	15571	5	617	465	1,1	9508				77	
	15000	2142	11944	17901	11	1665	1257	3,0	25672				173	
	30000	3891	18497	21602	21	3331	2513	6,0	51345				347	
	60000	7390	31604	29003	41	6662	5026	12	102689				694	
	100000	12056	49081	38871	67	11103	8377	20	171149				1156	
Utslippsfaktorer NIVA	35000	4500	30000	3300	50	1500	1200		30000	96000			600	9,0
Verifisering Måling Nordbytunnelen	25200	223	19654	1253	8,6	426	344	0,20	13980	9887	19843697	68903	44	1,20

Tungmetaller og PAH i avrenning fra vei er for det meste bundet til partikler, som delvis kan bli beholdt i grøfter og langs veikanten. Etter at disse forbindelsene kommer ut i innsjøer og tjern, vil en stor andel av dem sedimenteres på bunnen (Bækken, T., og T. O. Haugen., 2011). En mindre andel vil imidlertid kunne forbli løst i vannfasen, og dette avhenger av metalltypen og vannets kjemi. Høye konsentrasjoner av saltvann fra vei øker mobiliteten til tungmetallene og gjør at de lettere transporteres til resipientene. (Haaland, S., Turtumøygard, S., Gjømlestad, L. J., Nytrø, T.E, 2011).

I 2017 ble det utført en undersøkelse som hadde som formål å undersøke 39 innsjøer i Sør, Vest, Midt og Nord-Norge. Undersøkelsen viste at 12 av de 39 innsjøene var klart påvirket av forurensing fra. I 7 av disse 12 innsjøene var det funnet fravær av oksygen i bunnvannet som følge av saltindusert sjiktning i vannmassen (Saunes mfl., 2019).

Pb, Cu og Zn anses som de mest giftige metallene, hvorav Cu antas å være det mest giftige spesielt i akvatiske miljøer (Amundsen & Roseth 2004). Tidligere studier har vist at økte nivåer av tungmetaller fra veitrafikk kan knyttes til årsgjennsnittet. En undersøkelse utført av Klimaszewska fant høyere nivåer av tungmetaller i løpet av dagen, noe som kunne knyttes til økt trafikkintensitet på dagtid (Klimaszewska, 2007). Som en funksjon av trafikkmengden, kan en rekke metaller fra veiavrenning forventes å øke (Hares & Ward 1999; Klimaszewska et al. 2007; Opher & Friedler 2010). Dette har også tidligere blitt vist i Norge, hvor det ble funnet en direkte sammenheng mellom kobbernivåer i innsjøer nær veier og trafikkmengden på veiene (Bækken & Haugen 2012).

1.3 Saltsjiktning

Hvor mye salt påvirker en innsjø avhenger av flere faktorer, inkludert mengden salt som brukes årlig, størrelsen på innsjøen og den totale årlige tilstrømningen til innsjøen (dvs. størrelsen på nedbørsfeltet) (Røyset, O., Lydersen, E., & Drogseth, E., 2014). En stor tilførsel av veisalt til en innsjø kan føre til problemer fordi saltvann har høyere tetthet og dermed synker til bunnvannet. Dette fører til en saltindusert kjemoklin - et område der det skjer en gradvis overgang mellom vann med ulike kjemiske egenskaper. Det kan være store forskjeller i salinitet mellom topp- og bunnvann, som

kan sees gjennom store endringer i konduktivitet i vannsøylen. Konduktiviteten måler mengden oppløst salt i vannet. (Halvor Saunes/ Nina Værøy, 2017).

Når NaCl løses i vann, dannes denne om til et enverdig kation - Na^+ og et enverdig anion - Cl^- . Den enverdige ladningen bindes både natrium og klorid generelt dårlig i jord, men grad de bindes avhenger av jordas egenskaper (Amundsen et al., 2008). Klorid i sin tur bindes særdeles dårlig i jord og går videre til resipienten. Vanligvis vil kloridnivået i vannet ligge mellom 2 og 10 mg/l som bakgrunnskonsentrasjon, men i kystnære overflatevann kan det være litt høyere med opptil 30 mg/l (Haaland, S., Turtumøygard, S., Gjemlestad, L. J., Nytrø, T.E, 2011).

Forskjellen mellom oksygen- og kloridnivåene på 6 mg/l og 10 mg/l, henholdsvis i overflatevann og dypvann er kjent som oksygengradient og saltgradient i innsjøene, ifølge tidligere studier (Bækken, T., og T. O. Haugen, 2006). Økende konsentrasjon av salt i innsjøer kan hypotetisk føre til reduksjon av biomangfold. Klorid- og oksygengradienter kan brukes som en indikasjon på veggpåvirkning i innsjøer som har en viss dybde.

Sirkulasjonen blir betydelig langsommere når det er et tyngre vannlag (på grunn av veisalt på bunnen), og det kan helt eller delvis stoppe sirkulasjonen i innsjøen. Dette endrer det kjemiske miljøet og fører til oksygenfattig bunnvann som ikke er passende for dyr og planter (Magnuson, J. J., Crowder, L. B., & Medvick, P. A. , 1979).

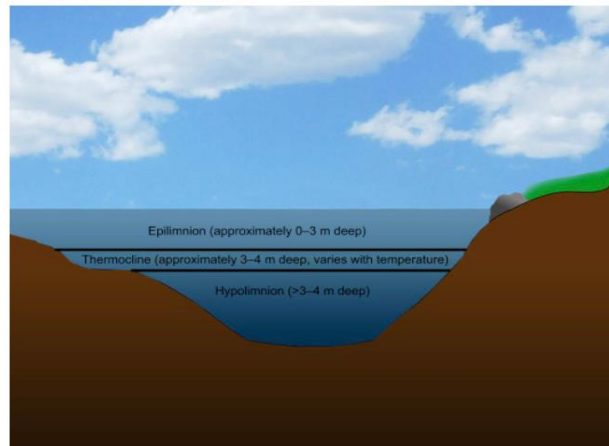
1.4 Holomiktiske (vanlige, typiske) innsjøer

Vanligvis går innsjøer (som fryser om vinteren) gjennom to sirkulasjonsperioder i året, om våren og om høsten. Dette skyldes små tetthetsforskjeller mellom vannet i dypet og overflaten på disse tidspunktene på grunn av lignende temperaturer i både topp- og bunnvann. Om våren smelter også det beskyttende islaget, noe som gir mulighet for vind til å påvirke sirkulasjonen. (Wetzel, 2001).

Forholdet mellom vanntemperatur og tetthet forårsaker termisk lagdeling av innsjøer. Ferskvann er tettest ved 4 °C. Mindre tett vann flyter oppå tettere vann og motstår blanding. Dermed vil vann med en temperatur på 4 °C alltid synke og forbli på bunnen av innsjøen. Ved temperaturer over 4 °C strømmer varmere vann gjennom kaldere vann, mens ved temperaturer under 4 °C strømmer kaldere vann gjennom relativt varmere vann (Wetzel, 2001).

Ved vanntemperatur rundt 4 grader er det nesten ingen forskjell i tetthet mellom topp og bunn. Under slike forhold spiller vind en betydelig rolle for sirkulasjon av vannet i en innsjø. I dette tilfellet kan eventuelle metaller, fosfor, nitrogen og andre næringsstoffer transporteres til epilimnionet. På den måten blir de tilgjengelige for fytoplankton (Kalff, 2002). Dette gjør det lettere for oksygen fra overflaten å nå ned til de nedre lagene slik at bunnvannet får nytt oksygen. I løpet av høsten senkes

temperaturen i overflaten av innsjøen, og små tetthetsforskjeller medfører full sirkulasjon av innsjøen (Bækken & Haugen, 2010).



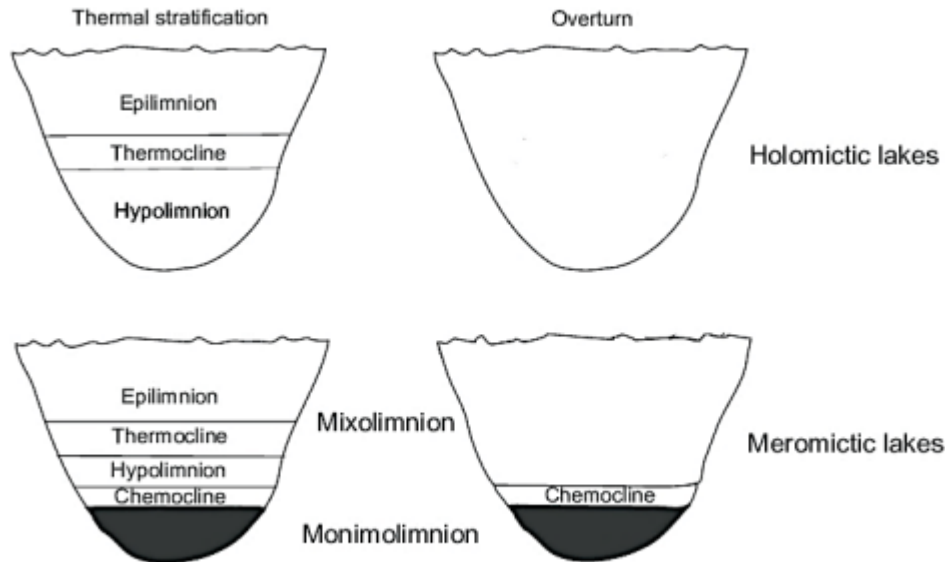
Figur 1. Skjematisk oversikt over typiske lagdeling i en innsjø (kilde <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/epilimnion>)

Disse innsjøene har et sær navn “holomiktiske innsjøer”. De er lagdelte under sommer- og vinterperioden grunnet temperaturforskjeller. Om sommeren er det et høyere temperaturlag øverst (epilimnion) og et lavere temperaturlag nederst (hypolimnion) (**Figur 1**). Det er en overgang (termoklin) mellom disse lagene, som kan være veldig liten eller overstige flere meter. Det er mange faktorer som kan påvirke sirkulasjon: nedbørsfelt, temperatur, vindforhold, ionekonsentrasjon, dybde, oppholdstid. (Boehrer & Schultze, 2008; Haaland et al., 2012).

Holomiktiske innsjøer er innsjøer som blander seg fullstendig og jevnlig fra topp til bunn, minst en gang i året. I Norge er det flere holomiktiske innsjøer som spiller en viktig rolle i økosystemet og bidrar til å opprettholde en balanse i næringsstoffsyklusen i innsjøen.

1.5 Meromiktiske innsjøer

En innsjø kan gå over fra å være holomiktisk til meromiktisk når forholdene bidrar til dette. Meromiktiske innsjøer er preget av at de ikke gjennomgår en fullsirkulasjon gjennom 4 år. (Gulati et al., 2017; Hutchinson, 1957). De har to lag som er skilte: den ene er anoksisk og den andre oksisk. Lagene kalles miksolimnion og monimolimnion (**Figur 2**). Miksolimnion er det laget som ligger på toppen, og vannet der kan sirkulere nokså fritt. I monimolimnion – laget som ligger i bunnen av innsjøen skjer det ingen sirkulasjon i løpet av året (Gulati et al., 2017).



Figur 3: Figuren viser forskjellen mellom sjiktningsforholdene i en holomiktisk innsjø og en meromiktisk innsjø. I en holomiktisk innsjø er det en termisk sjiktning i epilimnion og hypolimnion, og vannet sirkulerer fullstendig gjennom hele året. I en meromiktisk innsjø er vannsøylen permanent kjemisk sjiktet i miksolimnion og monimolimnion, med en kjemoklin som skiller de to sjiktene fra hverandre. Kun miksolimnion sirkulerer i løpet av året, og dette sjiktet kan også være termisk sjiktet med epilimnion, termoklin og hypolimnion. Figuren er hentet fra Hakala (2005).

Meromiksis kan være forårsaket av økologiske, krenogene eller biologiske faktorer. Økologisk meromiksis oppstår når salt kommer inn i innsjøen fra utsiden, for eksempel gjennom antropogene påvirkninger som veisalt (Wetzel, 2001). Krenogen meromiksis oppstår når salt kommer inn i innsjøen fra grunnvann, mens biologisk meromiksis oppstår på grunn av biologiske prosesser som øker saltkonsentrasjonen (Wetzel, 2001). Naturlige meromiktiske innsjøer er sjeldne i Norge (Bækken & Haugen, 2006), men det finnes eksempler på innsjøer som har utviklet meromiksis i Norge og i utlandet. Padderudvann i Akershus fylke er et eksempel på en innsjø som tidligere sirkulerte fullstendig, men som har utviklet meromiksis på grunn av veisalt (Bækken & Færøvig, 2001)

For å gjøre en innsjø meromiktisk, må den ha en viss mengde saltholdighet som enten kommer fra eksterne tilførsler eller direkte fra innsjøens basseng, noe som vanligvis observeres i vannkilder dannet i områder med gipsavsetninger (Malorqui et al., 2005). I enkelte tilfeller kan dannelsen av et ferskvannslag over det salte vannet være den avgjørende faktoren for dannelsen av meromiksis (Hutchinson, 1957; Rogozm et al., 2010). Forskere har registrert flere tilfeller av meromiksis som skyldes eksterne faktorer, for eksempel Big Soda Lake (Nevada), som ble meromiktisk da vannstanden steg med 18 meter på grunn av utviklingen av irrigasjon i området, og Mono Lake

(Nord-Amerika), som gjennomgikk tre endringer i hydrologisk regime mellom 1979 og 1998 på grunn av endringer i innsjøens vannstand (Melack, Jellison, 1998). Et eksempel på motsatt endring er det kjente Dødehavet (Israel), hvis meromiktiske regime endret seg til monomiktisk på grunn av økt fordampning siden 1979 (Jellison, Melack, 1993).

1.5.1 Effekter av endringer i sjiktningsforhold for abiotiske faktorer

På grunn av endringer i sjiktningsforholdene som oppstår ved overgangen fra holomiktiske til meromiktiske innsjøer, oppstår særegne kjemiske forhold i den over tid. Nedbryting av organiske materialer fører til en økt etterspørsel etter oksygen, og som en følge av dette er det utilstrekkelig tilgang til oksygen i slike innsjøer. Dette fører til anoksiske forhold med et lavt redokspotensial. Lavt redokspotensial betyr en høy tilstedeværelse av stoffer som har en tendens til å gi fra seg elektroner og bli oksidert, og en lav tilstedeværelse av stoffer som har en tendens til å ta opp elektroner og bli redusert. Dette betyr at jo lavere redokspotensial, jo større er sannsynligheten for at stoffer og forbindelser blir redusert (Søndergaard et al. 2003; Wike 2006). Anoksiske forhold i monimolimnionet medfører flere konsekvenser for innsjøen.

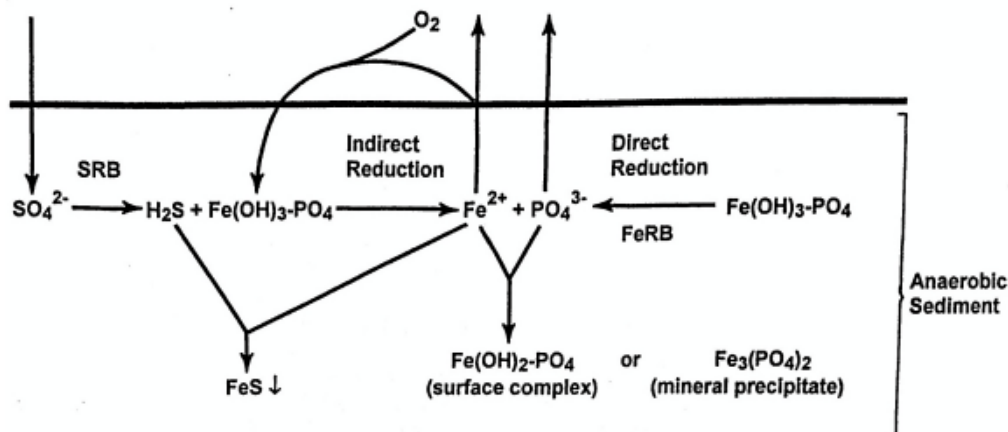
Jern og Mangan

En av de mulige konsekvensene er at mikroorganismer endrer elektrondonor fra oksygen til andre forbindelser som nitrat, jern, mangan og sulfat, vanligvis i rekkefølge: nitrat (NO_3^-), oksider/hydroksider av jern (Fe) og mangan (Mn), sulfat (SO_4^{2-}) og karbondioksid (CO_2) (Laanbroek, 1990; refert i Wetzel, 2001, s. 639). Dette resulterer i reduksjon av jernforbindelser som Fe (II), manganforbindelser som Mn (II), og omdanning av sulfat til hydrogensulfid (H_2S) (Wetzel, 2001). Løse reduserte mangan (Mn^{2+}) og jern (Fe^{2+}) akkumuleres i monimolimnion grunnet manglende sirkulasjon som transporterer løste og partikulære substanser oppover og svakt biokjemisk opptak, grunnet manglende biota som har behov for mer oksygen og befinner seg i høyereliggende lag. (Pettersson, 1998; Wetzel, 2001, s. 245–258; Søndergaard, Jensen og Jeppesen, 2003).

Fosfor

Fosfor er bundet sterkt til jern (III) i bunnpartikler, og under anoksiske forhold kan jern (III) i innsjøsedimentet reduseres til jern (II) grunnet vital aktivitet av sulfatreduserende bakterier (SRB), og da mister den forbindelse med fosfor (**Figur 4**). Denne prosessen fører til fosforlekkasjer fra sedimentet ut i vannet. (Søndergaard et al. 2003; Wike 2006). En annen prosess som kan påvirke frigjørelse av fosfor i form av fosfat (PO_4) er omdanning av sulfat til sulfid (S^{2-}) av sulfatreduserende bakterier. Under svært reduserende forhold (altså mangel på oksygen) vil sulfatreduserende bakterier øke omdanningen av de forbindelsene. Sulfid reagerer med metallioner i vannet og danner

uløselige metallsulfider. Blant annet reagerer sulfid raskt med jern (II) og felles ut som uløselig jernsulfid (FeS), som gir sedimentet en svartfarge (Cohen 2003; Søndergaard et al. 2003). Hvis utfellingen av jernsulfid er vesentlig, vil det bli manglende jern igjen i løsningen til å hindre at fosfat fraktes opp i de øvre vannmassene når full sirkulasjon inntreffer. Dette kan føre til en rask økning i algevekst, også kjent som interngjødsling. Interaksjonene mellom sulfat, jern og fosfat er illustrert nederst. (Wetzel, 2001, s. 252)



Figur 4: Under reduserende forhold i sedimentene i en innsjø kan det oppstå komplekse interaksjoner mellom svovel, jern og fosfor. Sulfatreduserende bakterier (SBR) spiller en viktig rolle i disse interaksjonene ved å redusere sulfat til hydrogensulfid (H₂S), som reagerer og felles ut med jern (II) og danner jernsulfid (FeS). Samtidig kan fosfat som er bundet til jern eller jernoksider forbli i løsning i stedet for å felle ut av vannfasen sammen med jernkomplekser og/eller mineraler. Dette kan ha betydelige konsekvenser for næringsstoffszyklusen i innsjøen. I tillegg kan også jernreduserende bakterier (FeRB) spille en viktig rolle i disse interaksjonene. Figuren er hentet fra Wetzel (2001, s. 252)

Tungmetaller

I tillegg kan reduserende forhold i bunnvannet og høye konsentrasjoner av klorid føre til mobilisering av metaller som er akkumulert i bunnen fra bunnsedimentene, noe som kan påvirke vannkvaliteten negativt (Statens vegvesen, 2012). Veisalt øker i tillegg mobiliteten av tungmetaller i nedbørfeltet, noe som gjør det enklere for dem å transporteres til innsjøer med avrenningen (Statens vegvesen, 2012).

Akkumulering av tungmetaller kan ha negative konsekvenser for organismer, både på kort og lang sikt. På kort sikt kan høye konsentrasjoner av tungmetaller føre til akutt forgiftning og død hos organismer. På lang sikt kan lavere nivåer av tungmetaller føre til kronisk forgiftning, som kan gi ulike helseproblemer og svekke organismenes evne til å overleve og formere seg. (Hauenstein, S., et al. ,2012).

1.5.2 Påvirkning av salt og saltindusert sjiktning på biota

Det er ikke bare abiotiske faktorer som endres i meromiktiske innsjøer, endringer i innsjøene påvirker både planter og dyr.

Siden det foregår en høy akkumulering av veisalt i de nederste lagene, kan dette ha direkte påvirkning på biota. Ifølge Statens vegvesen sin rapport kan høye konsentrasjoner av veisalt ha giftige effekter på både planter og dyr som lever i vann. Veisalt har en tendens til å akkumulere seg i grøfter og snøkanter, og smelting kan føre til økte konsentrasjoner av salt i innsjøer (Bækken & Færøvig, 2004). Selv om de fleste algene kan tilpasse seg moderate mengder av veisalt, er veksten deres begrenset av mengden salt tilstede (Tollan & Keeping, 2002). Videre kan økte konsentrasjoner av NaCl føre til en reduksjon i biodiversiteten i innsjøen, og en endring i retning av mer salttolerante arter (Hintz et al., 2017; Novotny et al., 2008). Endringer i algesamfunnet og prosesser som fotosyntese, respirasjon og reproduksjon kan også oppstå (Bartolomé et al., 2009; Coldsnow et al., 2017).

Stratifisering hindrer sirkulasjon av vann, noe som forhindrer fordeling av oksygen og næringsstoffer gjennom vannsøylen (Bækken & Haugen, 2006). Uten gassutveksling med overliggende lag, blir bunnsjiktet oksygenfritt (Ramakrishna & Viraraghavan, 2005). Endringer i vannkjemi kan ha betydelige biologiske konsekvenser, spesielt hvis de blir permanente. Noen organismer kan tilpasse seg til de nye forholdene, for eksempel ved å bruke oksygen fra andre forbindelser når tilgangen på oksygen er begrenset. Andre organismer vil forlate oksygenfattige soner hvis det er mulig, mens noen av organismene kan til og med forsvinne\dø.

Når veisalt forårsaker permanent stratifisering (meromiksis), påvirkes algefelleskapene av langsiktig oppsamling av næringsstoffer og andre reduserte forbindelser. Stratifisering forårsaket av temperatur er normalt i tempererte innsjøer om sommeren (Wetzel, 2001). Det fører vanligvis til oppsamling av næringsstoffer og reduserte forbindelser i hypolimnion, utilgjengelige for overflatalger (Boehrer et al., 2017; Gulati et al., 2017; Wetzel, 2001). Som et resultat blir uorganiske næringsstoffer som er viktige for alger (NO_3 og NH_4^+ , og PO_4^{3-}) begrenset i den eufotiske sonen. Stratifisering kan derfor føre til endringer i fytoplanktonsamfunnet, der mobile alger, eksempelvis kan en representant fra avdelingen Raphidopyta, *Goniostomum semen* med dimensjoner på 20–40x50–100 μm , bli dominerende (Salonen et al., 1984; Salonen & Rosenberg, 2000). Mobilitet er en fordel for å skaffe næringsstoffer fra hypolimnion og unngå byttedyr (Rohrlack, 2020a, 2020b; Salonen et al., 1984; Salonen & Rosenberg, 2000). De har evnen til å "lukke gapet" mellom lys tilgjengelighet i den eufotiske sonen og næringsstofftilgjengelighet i hypolimnion gjennom vertikal migrasjon (DVM) (Salonen et al., 1984).

En annen faktor som kan ha konsekvenser for fytoplankton, er tilgjengelighet av tungmetaller i vannsøylen. I naturlige vann finnes metaller hovedsakelig i tre forskjellige fraksjoner: en labil og tilgjengelig fraksjon, en bundet fraksjon, eller

kompleksert med organiske eller uorganiske forbindelser som er mindre enn 2 nanometer, eller bundet til større kolloider eller partikler (Ramamoorthy & Rust, 1978). Klorid har evnen til å danne komplekser med metaller, og dette kan øke deres mobilitet. Kadmium er spesielt utsatt for å binde til klorid og blir lett mobilisert med høye konsentrasjoner av klorid. Men også bly og kobber kan mobiliseres av klorid, ifølge forskning utført av Acosta og Li (Acosta et al., 2011; Li et al., 2015). Som nevnt ovenfor kan tungmetaller, som følge av salt, bli mer løselige, og som konsekvens labile, og kan akkumulere seg langs hele vannsøylen. Årsaken til dette fenomenet kan tilskrives karakteristikkene til stoffene eller partiklene, som inkluderer faktorer som tetthet, størrelse og evne til å binde seg til andre stoffer i vannet. Som et resultat kan disse substansene eller partiklene bevege seg både vertikalt og horisontalt i vannmiljøet, og påvirke kjemiske og biologiske prosesser i økosystemet. (Stumm og Morgan, 2012). Dette kan derfor påvirke fyttoplanktonsamfunnet.

Selv om forskjellige metaller er livsviktige for alle vannorganismer, kan deres økte innhold ha en negativ effekt. Med hensyn til metaller sine toksiske virkning rangerer tungmetaller kun bak klororganiske forbindelser og overgår betydelig petroleumsprodukter og fenoler (Stanley E. Manahan., 2012). De mest giftige metallene inkluderer kvikksølv, kobber, sink, kadmium, bly og krom. Noen alger kan selektivt samle sink opp siden den har mindre toksisitet enn andre metaller (Adams, N.M., Shukla, R., Smith, R.W., 2014). Intoksikasjon av alger med kobber uttrykkes ved inhibering av enzymatiske systemer. Ved en dose på 301 µg / g tørrvekt observeres død av noen alger (Romero, 1996). Fysiologisk betydning av bly og dets effekt på alger er lite studert. Mange makrofyter kan samle bly uten patologiske morfologiske endringer, undersøkelser viser at noen alger kan inneholde opptil 640 µg / g bly (Raja , 2018). Av alle metallene som er nevnt ovenfor, er kvikksølv det mest giftige elementet. Kvikksølv binder seg lett til sulfidgruppene i proteiner, noe som fører til inaktivering av enzymer. I forurensede vann akkumulerer både fyttoplankton og dyreplankton kvikksølv i et svært bredt konsentrasjonsområde fra 0,39-0,51 til 3,80 µg / g tørrvekt. Imidlertid er det høyeste nivået funnet i makrofyter. Under påvirkning av anaerobe organismer konverteres kvikksølv til høyt giftige, fettløselige forbindelser som metyl- og dimetylkvikksølv, som kan konsentreres i levende organismer og bevege seg gjennom næringskjedene. Ved en konsentrasjon på 0,55 mg / L undertrykker kvikksølv aktiviteten til alger og forårsaker deres død (Wang, 2012).

En undersøkelse utført av masterstudent Lene Merete Rabben ved NMBU har vist at alger responderer negativt når de utsettes for Cu (Rabben, 2015). Resultater fra et vekstforsøk med cyanobakterien *Planktothrix* utsatt for Cu viser en rask og stor nedgang i veksthastighet, mens grønnalgene *Scenedesmus* og *Stichococcus* viste liten grad av respons (Rabben, 2015). *Chlamydomonas reinhardtii* er sårbar for kronisk eksponering for lave Cu-konsentrasjoner, mens Cu fremkalte endringer i størrelse- og sammensetningsstruktur i fyttoplanktonsamfunn (Zeng, 2015).

Resultatene fra en annen gjennomført studie har imidlertid ikke vist at forurensning av tungmetaller (økning i Ni-konsentrasjonen med 90 ganger og Cu-konsentrasjonen med 6 ganger i vannet i forhold til bakgrunnsnivå, altså en generell eller naturlig tilstedeværelse av et stoff) har utøvd uttalt toksisk innvirkning på nivået av planktonbiomassen i de undersøkte vannforekomstene. (Moiseenko, Sharov, 2019).

1.6 Gonyostomum semen

Vekst og fordeling av organismer, blant annet Gonyostomum semen i meromiktiske innsjøer på grunn av spesielle kjemiske forhold eller deres tilpasning til disse forholdene, er av stor interesse for grunnleggende vitenskap. Mange miljøfaktorer påvirker organismenes fordeling, aktivitet og kvalitative sammensetning i innsjøer (Kuznetsov, 1970; Gorlenko et al., 1977; De Meester et al., 1995; Leech og Williamson, 2001).

Distribusjonen av Gonyostomum semen i Norge er relativt bred, og arten er funnet i en rekke innsjøer og vannforekomster over hele landet. Det er imidlertid verdt å merke seg at denne arten har en tendens til å oppstå i vann med høy pH-verdi og høyt nivå av næringsstoffer, og at blomstringene kan ha en negativ effekt på økosystemene i disse vannene. (Hongve et al., 1988; Lepisto et al., 1994; Rengefors et al., 2012)

Algen er en ferskvannsslekt av grønne nålflagellater (Raphidophyceae) med en global distribusjon og med økende spredning. Overflod av algen har nylig økt i innsjøer i den tempererte sonen, spesielt i Skandinavia, både spredd til nye innsjøer og økning også i biomasse, noe som gjør den til en invasiv art (Hongve et al., 1988; Lepisto et al., 1994; Rengefors et al., 2012). Algen inneholder flere kloroplaster med klorofyll a (chl-a), og er kjent for å danne ekstremt stor biomasse og korrelere chl-a-konsentrasjoner ved lavere fosfornivåer enn f.eks. cyanobakterier (Cronberg et al., 1988; Hongve et al., 1988). Arten kan slippe ut slim som kan irritere hud hos mennesker og forstyrre drikkevannsproduksjonen ved å blokkere filtre (Dolman AM, Rücker J, Pick FR, Fastner J, Rohrlack T, Mischke U, et al., 2012). Derfor anses Gonyostomum semen å være en problematisk og plagsom alge med potensial for betydelig negativ påvirkning for publikum og lokalt.

Faktorene som påvirker økende mengde og blomstringsdannelse er imidlertid fortsatt ikke helt forstått. Flere faktorer kan fungere som drivere for dette, enten på grunn av økt vekst eller på grunn av konkurransefortrinn med andre planteplanktonarter; pH, høye temperaturer, lav lysintensitet og mørk vannfarge, høye DOC-konsentrasjoner, lysis av konkurrerende planteplankton og vertikal migrasjon, enten for å utnytte næringsstoffer eller for å unngå beitedyr (Eloranta & Raike, 1995; Salonen & Rosenberg, 2000; Findlay et al., 2005; Rengefors et al., 2008).

Det er mye som tyder på at årsaken til algens mulighet til å spre seg så effektivt skyldes dens egenskap til å vandre vertikalt i vannsøylen og på den måten å håndtere romlig separasjon av sollys i øverste lag av en innsjø og høy konsentrasjon av fosfor i

hypolimnion (Dolman AM, Rücker J, Pick FR, Fastner J, Rohrlack T, Mischke U, et al., 2012). Økende mengder av denne algen er et stort problem for både de private vannverk og offentlige vann- og avløpsetater. En annen faktor som kan bidra til økning av arten er manglende planteetende dyreplanktonarter og endring i artssammensetning.

Noen studier beskriver oppførsel av *G. semen* i løpet av et døgn. Når det er natt og ingen lys til stede, senker algen seg ned for å oppta næringsstoffer, nemlig fosfat. Om morgenen vandrer de opp til områder med optimale forhold for fotosyntese, altså med tiltrekkende mengde av sollys (Hansson, 1996).

Andre studie viser at algen kan ta opp ammonium i hypolimnion (Dolman AM, Rücker J, Pick FR, Fastner J, Rohrlack T, Mischke U, et al., 2012). I denne studien ble det detektert høyere konsentrasjoner av ammonium i hypolimnion grunnet temperatursjiktning og et lavt oksygennivå i en innsjø. Algen bidrar med at prosessene i innsjøen som reduserer ammonium (opptak av algen) overgår prosessene som tilfører den.

Bare noen dyreplanktonarter er kjent for å spise *Gonyostomum semen* (Lebret et al., 2012a; Johansson et al., 2013b), og negative korrelasjoner finnes både mellom store biomasser av *Gonyostomum semen* og mengden av visse dyreplanktonbeitedyr, som f.eks. som *Daphnia* (Bjørndalen, 1982; Findlay et al., 2005) og mellom *Daphnia* og *Gonyostomum semen* (Hansson, 1996).

1.7 Oppgavens innhold og formål

Avrenning av vegsalt har bidratt til kjemiske tetthetsgradienter i Kutjern i Marker Kommune. Vannmassene i tjernet har blitt permanent stagnerende, med anoksiske forhold og høye metallkonsentrasjoner i bunnsjiktet. Ved bygging av ny E18 fra Ørje sentrum til riksgrensen ble ny veg lagt utenfor innsjøens nedbørfelt. Etter åpning av ny veg har derfor salttilførselen til Kutjern trolig blitt redusert. Effekten av dette tiltaket på vannkvaliteten er ikke kjent.

Formålet med oppgaven er å undersøke om Kutjern fremdeles er kjemisk sjiktet, stabilitet av sjiktningen, og effekten av sjiktningen på tilgjengeligheten av både tungmetaller (Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, Fe, Mn, Al) og fosfat (PO₄) ved ulike dyp i perioden mai-august 2021.

Denne studiens hypotese er at veisalt fortsatt bidrar til permanent sjikting (meromiksis) i Kutjern og skaper en bratt tetthetsgradient. Tetthetsgradienten hindrer vertikal blanding og omfordeling av stoffer. Man antok at meromiksisen fører til oksygenfattig bunnvann med påfølgende ansamlinger jern og mangan. Hypotesen er også at veisalt og relatert stratifisering kan endre tungmetallers egenskaper (Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Al) og gjøre dem mer mobile og tilgjengelige. Den hypotetiske effekten av disse

prosessene er at tungmetaller kan ha potensielt toksiske virkninger på algen *Gonyostomum semen* (G. semen) i meromiktiske forhold på grunn av økt tilgjengelighet av metallene. Et annet delmål i denne studien inkluderer undersøkelse av oppsamling av fosfor på grunn av saltsjiktning ved ulike dyp i perioden mai-august 2021.

.

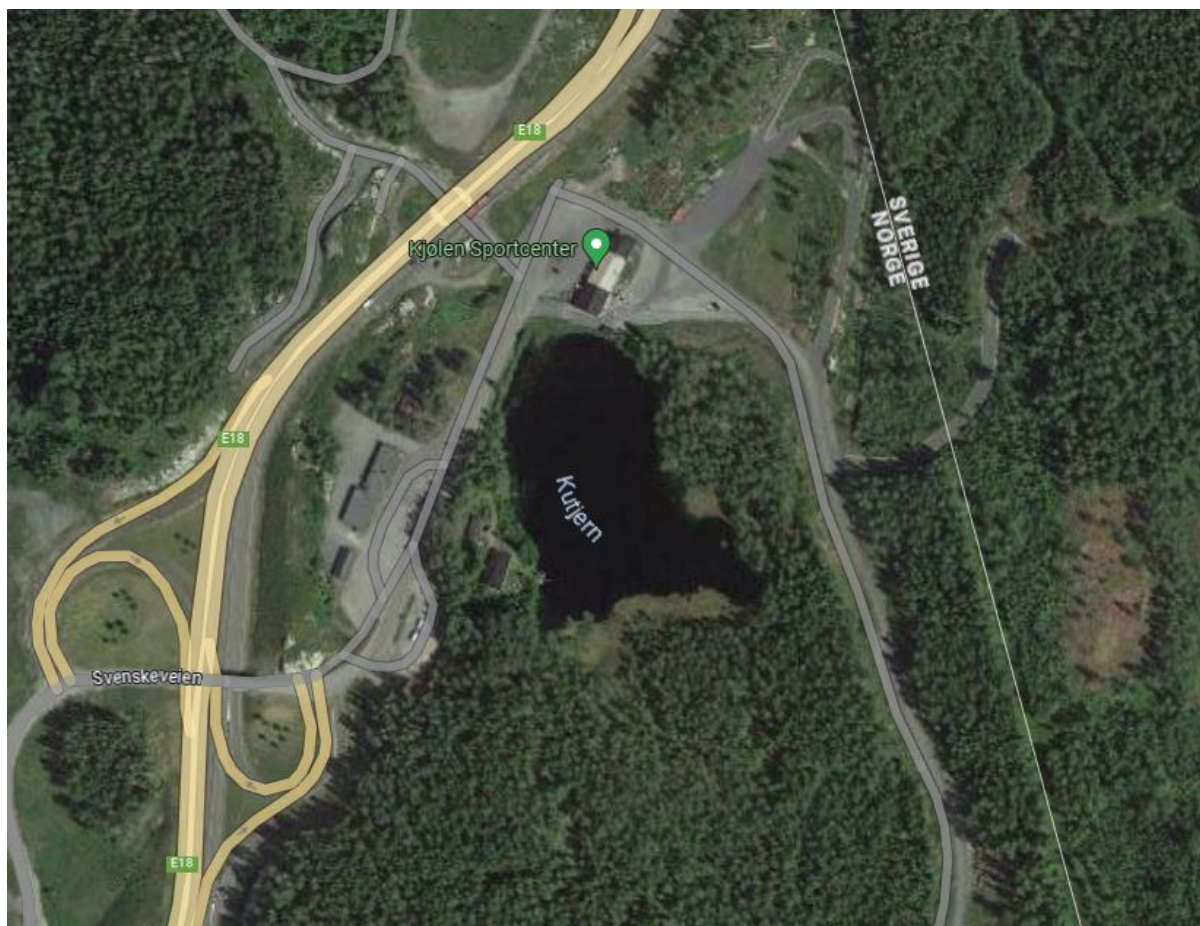
2. OMRÅDEBESKRIVELSE OG PÅVIRKNINGSFAKTORER

2.1 Kutjern



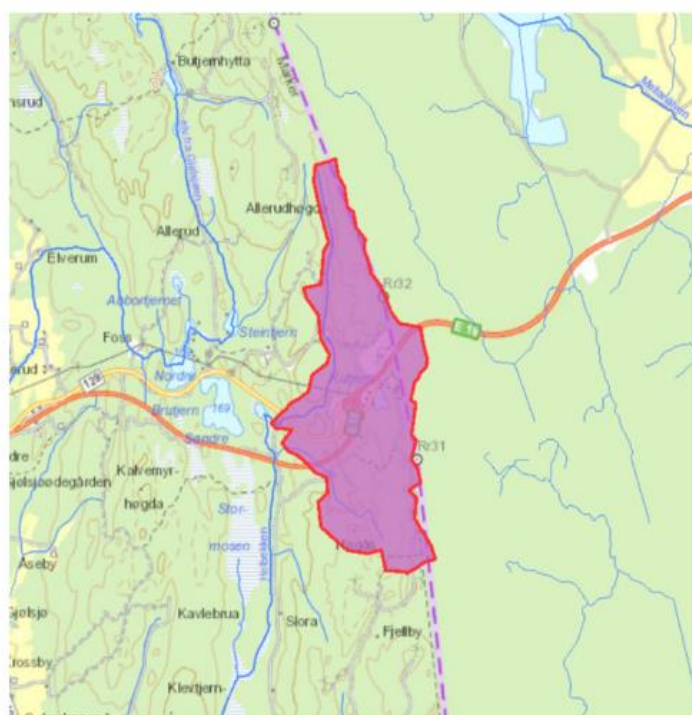
Bilde 1. Kutjern (Tatt av Dedikova Daria).

Kutjern er et sterkt humøst og kalkfattig myrtjern som ligger i Marker kommune i Østfold fylke (**Figur 6**) (Saunes & Værøy, 2016). Kutjern har et areal på 0,0148 km² og ligger i nærheten av Sverige. Tjernet er nokså dypt i forhold til innsjøarealet med maksimum dyp på cirka 8 meter (Saunes & Værøy, 2016).



Figur 6. Kutjern i Marker kommune i Østfold fylke ligger nær den nybygde E18-motorveien (gul) og den tidligere veien Svenskeveien (grå, Svenskveien på kartet), . Tilgjengelig på: <https://googlemaps/>. Tilgangsdato: 25 april, 2023.

Nedbørfeltet estimeres til å være 2,3 km² (**Figur 6**). Ifølge NVE er det årlige tilsiget fra hele nedbørsfeltet på 16,72 millioner m³ (NVE, 2022). Kutjern har lang vannoppholdstid på grunn av lite nedbørfelt og et lite innsjøvolum. Nedbørfeltet representeres av skog (98 %) (**Figur 7**), men det finnes også noen bygninger. En av bygningene i nærheten av tjernet er et skistadionanlegg, som er bygget i 2006 (Kjølen Sportcenter, 2006). Det ligger to bolighus i nærheten av Kutjern (**Figur 7**). Like ved svenskegrensen, cirka 300 m fra Kutjern ligger tollstasjonen. På andre siden av E18 befinner det seg en nedlagt bensinstasjon, vestover for Kutjern. Stasjonen har vært i drift siden 1967 og til 2000 (Gaarder, 2017).



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Bereg.punkt: 314920 E
6598229 N

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

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.: 314.A4Z
Kommune.: Marker
Fylke.: Viken
Vassdrag.: Holbekken

Feltparametere

Areal (A)	2.3 km ²
Effektiv sjø (A_{SE})	-999 %
Elvleengde (E_L)	2.5 km
Elvegradient (E_G)	25.1 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ ($E_{G,1085}$)	27.3 m/km
Helning	4.9 °
Dreneringstetthet (D_T)	1.7 km ⁻¹
Feltlengde (F_L)	2.1 km

Arealklasse

Bre (A_{BRE})	0 %
Dyrket mark (A_{JORD})	0 %
Myr (A_{MYR})	0 %
Leire (A_{LEIRE})	0 %
Skog (A_{SKOG})	98.5 %
Sjø (A_{SJO})	0.7 %
Snauffell (A_{SF})	0 %
Urban (A_U)	0 %
Uklassifisert areal (A_{REST})	0.6 %

Figur 7. Kart og statistikk over nedslagsfeltet til Kutjern. Nedslagsfeltet er automatisk generert basert på elvenettverk og naturlige grenser i feltet. Det kan inneholde feil. Det faktiske sjøområdet er ikke korrekt på grunn av endringer som ble gjort da to nedbørfelt ble slått sammen. Kilde: Statens Kartverk. (2022). Nedbørfeltparametere. Tilgjengelig på: <https://nevina.nve.no/>. Tilgangsdato: 25 april, 2023.

Ved Kutjern er all bebyggelse koblet til kommunens renseanlegg. Unntak fra dette er en enebolig med en slamavskiller. Denne har mest sannsynlig avrenning til Kutjern (Gaarder, 2017). Renseanlegget ved svenskegrensen er bygget i slutten av 1980-tallet, og selve bebyggelsen ble tilkoblet omtrent 1987-1988 (Gaarder, 2017). Det er stor grad av sannsynlighet for at Kjølens sportssenter hadde naturlig avrenning til Kutjern før tilkoblingen til kommunalt anlegg (Gaarder, 2017). Omtrent på 1970-tallet hadde den nedlagte bensinstasjonen og tollstasjonen naturlig avrenning til Kutjern (Gaarder, 2017). Per dag er tollstasjonen koblet til renseanlegg (Halvorsrud, 2017).

2.2 Historiske og nåværende opplysninger om E18

Samferdsel mellom Riksgrensen og Ørje har eksistert i lang tid med tre generasjoner av veier: gamleveien fra 1823, riksvei 6 fra 1887, og den gamle E18 Riksgrensen - Ørje som sto ferdig rundt 1962 (Wiik & Johansen 2015). Veistrekningen var en del av kongeveien, også kalt gamleveien fra 1823. Riksvei ble introdusert i 1928, og veien mellom Riksgrensen og Ørje ble omdøpt til riksvei 6. (Wiik & Johansen 2015). I 1959 ble veien flyttet og utvidet til en 10 meter bred vei, kalt ny riksvei 6, på grunn av de farlige svingene. Fra Riksgrensen til Ørje sentrum følger E18 i grove trekk den nye riksvei 6 fra 1959. Den nye riksvei 6 ble en del av E18 i 1965, og parsellen mellom Riksgrensen og Ørje ble asfaltert rundt 1962 (Wiik & Johansen 2015).

En av hovedveiene mellom Norge og Sverige nå er E18 i Østfold, og det er anslått at rundt 25% av all godstransport på vei til eller fra Norge passerer grensen ved Ørje (Statens vegvesen 2012a). Ifølge trafikkdata fra Statens vegvesen var den årlige gjennomsnittlige trafikken (ÅDT) mellom Ørje og Riksgrensen omtrent 6730 kjøretøy i 2016 (Arnesen, 2017).

Avrenning fra E18 kan påvirke vannkvaliteten i Kutjern (Bækken, 2012). Det antas at det er ca. 300-400 meter av E18 som har avrenning mot Kutjern (Saunes & Værøy 2016). Avrenningsvann og veisalt fra E18 følger grøfter og renner direkte til innsjøene. Dette betyr at en del av avrenningsvannet vil følge grøftene, mens noe vil renne direkte på overflaten og ende opp i innsjøene (Bækken 2012). En del av avrenningsvannet vil infiltrere jorda og følge grunnvannet til innsjøene (Bækken 2012).

Mengdene av tungmetaller som slippes ut fra vei kan ikke alltid beregnes på forhånd, men forskning viser at trafikkmengden (ÅDT) kan være en faktor (Bakken, 1993). En studie har estimert mengder av tungmetaller som produseres per km vei fra kjøretøyer og veislitasje. Selv om estimatene er usikre, gir de et bilde av forurensning som kan transporteres fra vei til veinære innsjøer og viser noen aktuelle metaller (Pb, Cu, Cd og Zn) med tanke på veiavrenning (Amundsen & Roseth 2004).

3 MATERIALE OG METODE

3.1. Datainnsamling

For å samle data og gjøre analyser, var det nødvendig å samle inn vannprøver på forhånd. I perioden fra 20. mai til 20. September 2021, ble vannprøver fra syv dybder til Kutjern samlet inn med en frekvens på en gang i 2 uker. Totalt ble 54 vannprøver samlet inn, Vannprøvene ble tatt fra overflaten ved hjelp av et vannhenter festet til en tau og deretter oppbevart i 0,5 liters prøveflasker. Prøvetakeren ble skylt tre ganger med vann fra innkjøpen før prøvetakingen startet, og prøveflasken ble kondisjonert med en del av prøvevannet før den ble fylt opp.

Det ble tatt vannprøver på varierende dyp med hensyn til størst kjemisk gradient. Vi var ute på innsjøen for å ta vannprøvene med en gummibåt sammen med en annen masterstudent. Vi tok vannprøver på seks forskjellige dybder: de første 2 meterne for å få informasjon om forholdene der algene lever og under dette nivået, men over saltlaget og på flere dybder under saltlaget.

3.2 Vannprøvetaking i denne studien

Vannprøvetakingen i denne studien, som ble utført over en lengre periode med hyppige målinger, kan påvirkes av ekstreme observasjoner som kan påvirke gjennomsnittlige konsentrasjonsnivåer. Derimot vil medianverdien ikke bli påvirket på samme måte og kan vise noe lavere eller høyere nivåer av alle stoffer. Det er viktig å merke seg at konsentrasjonen av stoffer kan variere i løpet av år i en innkjø, spesielt under hendelser som snøsmelting og nedbør med høye vannføringsnivåer. Å utelate slike hendelser kan føre til undervurdering av nivåene, slik tilfellet har vært med Ås kommune som tidligere har undervurdert fosfortilførselen til Årungen (Askilsrud 2010).

Denne studien brukte derimot en lengre tidsserie (over halvt år) for å gi en mer nøyaktig estimering av konsentrasjoner. Selv om studien kun representerer vannkvaliteten og i sommer 2021, gir den likevel et godt bilde av innsjøens vannkvalitet.

3.3 Laboratoriearbeid

Prøvene har blitt analysert i laboratoriet for å undersøke variasjoner i næringskonsentrasjon og næringssammensetning (, samt salter, metaller, bakterier, pigmenter med dybde. Det ble tatt analyse av oppløst organisk karbon (DOC), total nitrogen (Tot.N), total fosfor (Tot.P), svovel (S) , klorid (Cl), nitrat (NO₃-N), sulfat (SO₄), bly (Pb), kobalt (Co), jern (Fe), mangan (Mn), kobber (Cu), Sink (Zn), Crom (Cr), kadmium (Cd), nikkel (Ni), aluminium (Al). Den totale mengden av alger og G.semen og biomassen til algegruppene ble kvantifisert gjennom en pigmentanalyse ved bruk av High Pressure Liquid Kromatografi (HPLC).

HPLC er en instrumentell analytisk teknikk som brukes til å effektivt separere og identifisere ulike komponenter i en væskeprøve. Med denne metoden er det mulig for å oppdage konsentrasjoner av stoffer under 10-15 g/ml (Wibetoe, 2020).

Oksygenkonsentrasjon, temperatur og pH har blitt målt med sensorer i feltet. Vi fikk opplæring i detaljene i feltarbeidet og laboratoriemetodene fra min veileder i mai 2021. eltarbeidsmaterialet inkluderer en Rüttner vannprøvetaker for prøvetaking av vann, en håndholdt ekkolodd (Plastimo Echotest II) for dybdemålinger og en håndholdt multiparametermåler (MU 6100 H) med en ledningsevne sensor (VWR pHenomenal CO 11) og en pH-elektrode (pHenomenal 111) for å måle konduktivitet og pH. Den samme måleren ble brukt for målinger av temperaturen og oksygen (se bilde 2).

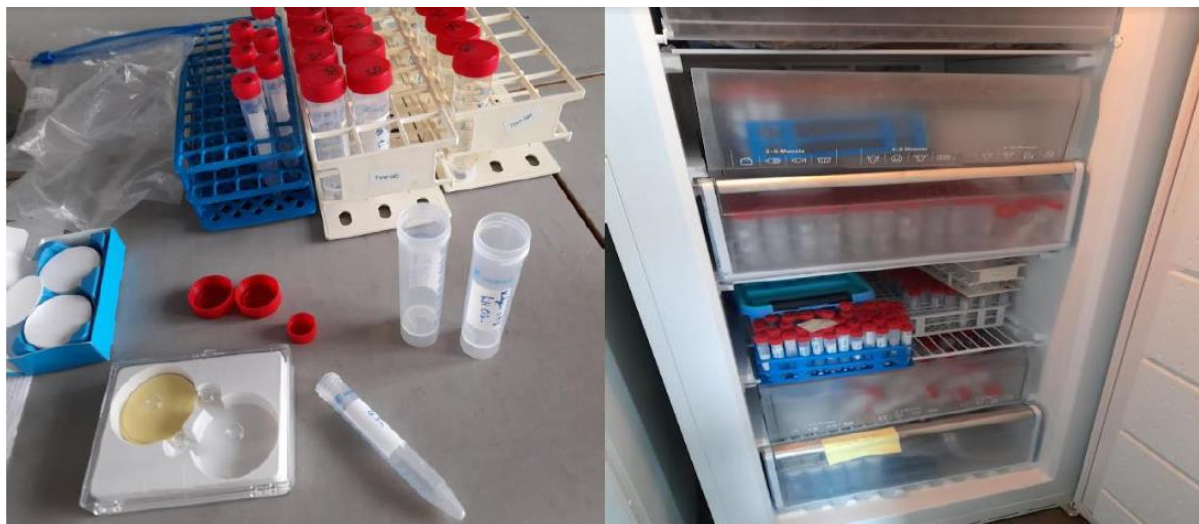


Bilde 2 (tatt av Vida Stereo). Optisk måler for oppløst oksygen, ledningsevne og temperatur.

Vannprøvene har blitt filtrert på laboratorium ved hjelp av et mikrofiberfilter (Whatman GF/C) og et membranfilter (Sartorius Cellulose Acetate). Prøvene har blitt separert og lagret i kjøleskapet i henhold til norske standarder før analyse i laboratoriet. Analysene ble gjennomført ved jord- og vannlaboratoriet ved MINA-avdelingen ved NMBU.

3.4 Vannkjemiske og biologiske analyser

Jord- og vannlaboratoriet til Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved NMBU ble brukt til å utføre samtlige laboratorieanalyser av prøvene. Det tok cirka to måneder fra feltarbeidet ble gjennomført til laboratoriearbeidet startet.



Bilde 3. Labarbeid: filtrering og lagring av vannprøvene, (tatt av Daria Dedikova).

Vannprøvene ble filtrert gjennom 0,45 μm celluloseacetatmembran og GF/C-fiberglassfilter, og lagret i en fryser før analyse av ioner i filtratet. GF/C-filtrene ble umiddelbart lagret i lufttette 15 mL plastbeholdere ved $-21\text{ }^{\circ}\text{C}$ for senere analyse av pigmenter. 50 mL ubehandlede vannprøver ble spart for analyse av metaller og svovel.

For senere analyser av Tot-P ble 10 mL av ufiltrerte vannprøver hver lagt til scintillasjonsflasker og nedbrutt ved å tilsette kaliumpersulfatløsning ($K_2S_2O_8$) før autoklaving i 25 minutter ved 121 °C. 2 mL av oksidasjonsløsningen ble tilsatt Tot-P-prøver.

Analyse av næringsstoffer (N, P)

For å måle totalt fosfor (Tot-P) og ortofosfat som P (PO_4 -P), ble reagenser lagt til forskjellige prøver for å skape en fargereaksjon. Absorbansene til fargekompleksene ble deretter målt. Disse er proporsjonale med konsentrasjonen av stoffene.

Totalt fosfor og ortofosfat-P ble analysert i henhold til NS-EN 1189. 0,2 mL askorbinsyre (5%) og 0,2 mL molybdat ble tilsatt 5 mL av hver av de autoklaverte prøvene for Tot-P-analyse. Det samme ble gjort for 5 mL filtrerte vannprøver for PO_4 -P-analyse, og for en 4x fortynnet sertifisert standard (QC3198). Prøvene ble ristet før tilsetning av det andre reagenset. Disse ble analysert i 2 cm kuvetter umiddelbart etter en 20-minutters hvile for å tillate reaksjon til en molybdatkompleks med blå farge. I denne studien refererer fosfat (PO_4 -P) til ortofosfat (PO_4^{3-}).

Analyse av oppløst organisk karbon (DOC)

I filtrerte prøver ble oppløst organisk karbon (Dissolved organic carbon, DOC) kvantifisert i henhold til den norske standarden NS-EN 1484 ved hjelp av en Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer (TOC-VCPN) og ASI-V autosamplers. Først ble uorganisk karbon fjernet ved å styrebehandle prøvene med HCl og tømme med renseluft. Deretter ble det ikke-flyktige organiske karbonet (Non-purgeable organic carbon, NPOC) oksidert ved 680 °C ved hjelp av en platinkatalysator. DOC ble påvist i form av $CO_2(g)$ ved hjelp av en ikke-destruktiv infrarød analyse (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2012). Sertifisert referansemateriale Sangamon ble brukt som kontroll. LOQ for DOC er 0,3 mg/L.

Analyse av pigmenter

For å analysere pigmentene i prøvene ble GF/C-algekulturene frysetørket og deretter ekstrahert ved å tilsette 3 mL aceton til hver prøve. For å unngå nedbrytning ble prøvene lagret i kjøleskap ved 4 °C i 24 timer. Etter sentrifugering ved 3000 rpm i 10 minutter ble supernatanten fortynnet med vann i forholdet 1:4 før analyse. Pigmentanalyse ble utført ved å bruke en modifisert HPLC-prosedyre fra Wright et al. (1991) og identifisert og kvantifisert ved å oversette toppabsorpsjonsområder til konsentrasjoner ved hjelp av standarder med kjente konsentrasjoner. Mikroskopi ble også utført for å bekrefte tilstedeværelsen av algearten *Gonyostomum semen*.

Analyse av tungmetaller og S

ICP-OES instrumentet (Agilent 8800) ble brukt for å bestemme konsentrasjonen av de forskjellige metallene. Denne kjemiske analysemetoden bestemmer innholdet av

stoffene ved hjelp av massespektrometer. Vannprøvene for metallbestemmelse og svovel var ufiltrert for å se både metaller bundet til partikulær fraksjon og ioner. Deretter ble prøvene analysert av kvalifisert personale ved IMV laboratoriet, og kalibreringsstandarder ble brukt.

Deteksjonsgrensen for hvert stoff er den laveste målegrensen der stoffet kan påvises med en viss sikkerhet i analysen. Kvantifiseringsgrensen er målegrensen der stoffet kan påvises med høy grad av sikkerhet, ved at det kan påvises forskjell mellom to verdier. En standard ble brukt som kontroll, og grensen for påvisning av de metallene var 0,000 mg/L. Analysemetodene var i samsvar med norsk standard (NS-EN ISO 11885).

3.5 Statistiske analyser

Dataene ble organisert i et Microsoft Excel-ark for å systematisere data og lage grafer over resultatene. RStudio ble brukt til å analysere dataene. Først ble dataene fremstilt grafisk ved hjelp av RStudio for å se på variasjoner i variablene med dybde og tid. For variabler som viste synlige romlige og/eller temporale variasjoner, ble det utført en prinsippal komponentanalyse (PCA) i RStudio og korrelasjonsanalyse for enkelte parameterne.

En prinsippal komponentanalyse (Hovedkomponentanalyse, PCA) søkte å hente ut informasjon fra store, komplekse, flerdimensjonale datasett (Wold, Esbensen og Geladi, 1987). Sammenhengen mellom ulike parametere som metaller (Cd, Co, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, Fe, Mn, Al), saltinnhold, næringsstoffer, ledningsevne, temperatur, oksygenkonsentrasjon og biomasse var blant variablene som ble testet med PCA.

PCA er en statistisk analyse som brukes på datasett med mange variabler (Jolliffe 2002). PCA kan redusere store datasett, samtidig som variasjonen i dataene beholdes. Formålet med PCA-analysen er å identifisere hvilke variabler som har størst innvirkning på variasjonen i datasettet og samtidig vise om variasjonene er korrelert eller ikke.

I denne studien ble PCA og flerekorrelasjonsanalyse brukt til å undersøke korrelasjonen mellom tungmetaller samt Na, Mn, Mg, K, Al, Fe og S, pigmenter, fosfor, jern, salt i Kutjern. Flerekorrelasjonsanalyse gir bedre forståelse av både negative og positive korrelasjoner mellom alle parameterne. Dataene ble normalisert til verdier mellom 0-1 ved hjelp av følgende formel i Excel: $\text{Log}(x+1)$. Normalisering av dataene før PCA-analysen øker normaliteten og homogeniteten i dataene, og ekstreme verdier blir redusert. I en PCA-analyse vil det være like mange akser som variabler, og vanligvis er det PC1 og PC2 som forklarer størst variasjon i datasettet.

3. 4 Usikkerhet og feilkilder

Vannanalyser kan være utfordrende, og det er viktig å være klar over potensielle usikkerheter og feilkilder. Under vannprøvetaking i felt kan påvirkninger som lys og oksygen føre til nedbrytning av noen forbindelser, noe som kan påvirke videre analyser. Det er også viktig å skylle vannprøvetakeren hver gang prøvene tas, for å unngå blanding av vann fra ulike dybder

Videre kan feilkilder oppstå under bearbeiding av prøvene og menneskelige feil på laboratoriet, som for eksempel kontaminering eller målefeil. Det er viktig å være nøye og oppmerksom for å unngå feilkilder og sikre nøyaktige resultater.

4 RESULTATER

4.1 Værforholdene i løpet av studieperioden

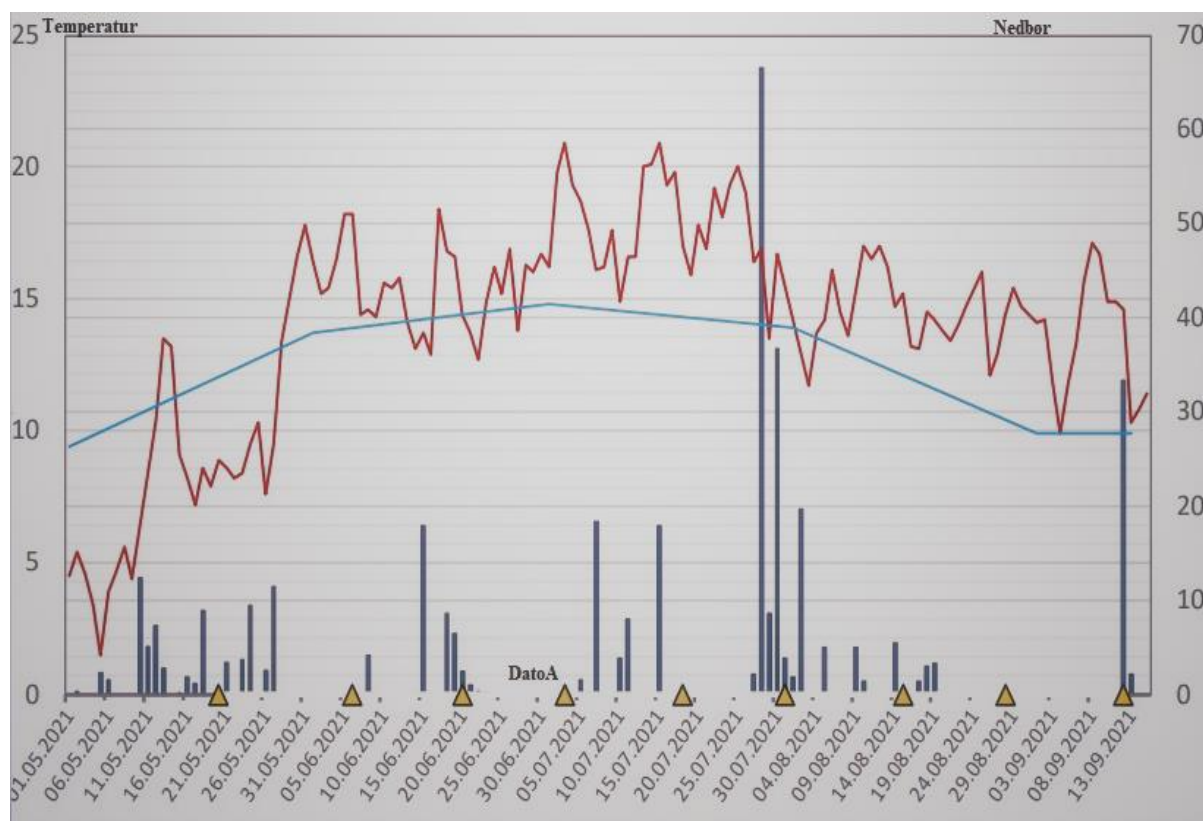
I løpet av perioden mai og juli var det registrert en større mengde nedbør enn normalt i perioden 1961-1990, mens det var lavere mengder nedbør i de resterende månedene, selv om nedbøren i september også var nær normalen (**se Tabell 1**). Før den første feltdagen (20. mai) hadde det regnet et par dager, mens det hadde vært tørt i over en uke før de andre prøvedatoene (6. juni, 3. juli og 28. august) (**se Figur 8**). Det var også tørt i fem dager før den 18. juli.

Prøvedatoen den 31. juli hadde mest nedbør i perioden, inkludert dagene med mest og nest mest nedbør. August hadde relativt lave temperaturer sammenlignet med de andre sommermånedene. Det var en relativt stor økning i temperatur de første ukene av september, før det igjen gikk ned. Den siste feltdagen (12. september) hadde den tredje største mengden nedbør i perioden, og dette var den eneste dagen det regnet under prøvetakingen.

Månedstemperaturene var mellom 0 og 3,3 grader varmere enn normalen for perioden 1961-1990 gjennom hele feltarbeidsperioden (**se Tabell 2**). De høyeste temperaturene ble målt i juli, med en maksimumstemperatur på 20,9 °C den 3. og 15. juli (se Figur 4). Juli var også måneden med det største avviket fra normalen når det gjelder temperatur, mens mai hadde det minste avviket (**se Tabell 2**). Den laveste temperaturen i studieperioden ble målt den 26. mai, med en temperatur på 7,6 °C.

Tabell 1 Gjennomsnittlig månedstemperatur som avvik fra normalen for perioden 1961-1990, normal månedlig nedbør (1961-1990) og månedlig nedbør for perioden mai 2021 til september 2021. Nedbørsdataene er samlet inn fra stasjonen SN1950 i Ørje, mens temperaturdataene er målt ved SN3290 i Rakkestad. Kilde: Norsk senter for klimatjenester. (u.å.). Seklima Observations and weather statistics. NCCS. <https://seklima.met.no/observations/>

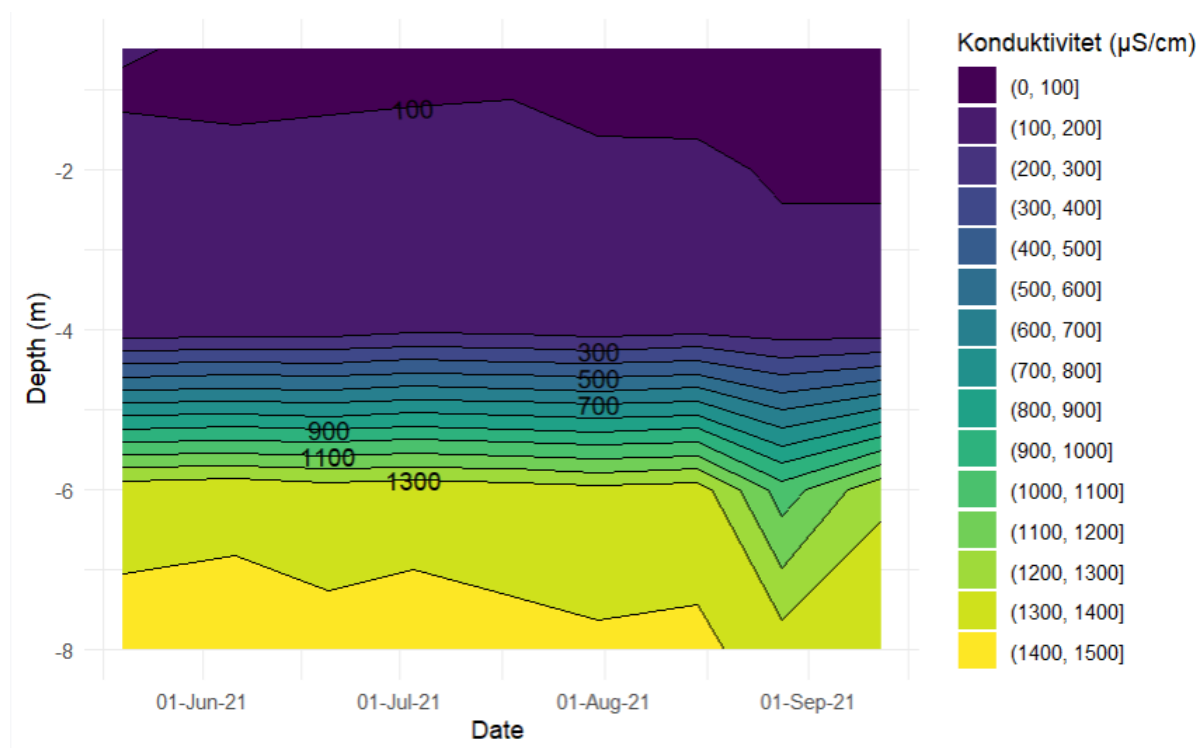
Måned	Gjennomsnittstemperatur (avvik i °C fra normalen i perioden 1961-1990)	Månedlig nedbør (mm)	Normal månedlig nedbør for perioden 1961-1990 (mm)
Mai	0	74,8	56
Juni	2	41,4	69
Juli	3,3	168,1	79
August	0,5	46,6	91,9
September	1,9	82,8	95



Figur 8. Gjennomsnittlig daglig temperatur og daglig nedbør (mm) målt ved værstasjonene E18 Ørje Vest (SN1960) og Ørje (SN1950), henholdsvis. Kilde: Norsk

4.2 Saltstratifikasjon

Konduktivetsmålingene indikerer at det var en klar og ganske stabil kjemisk forskjell mellom de øverste og nederste vannlagene gjennom hele studieperioden (**Figur 9**). Kjemoklinen hadde en dybde på omtrent 4,5 meter til slutten av august da den flyttet seg ned til 5-6 meter. Forskjellen mellom 0,5 m og 8 m i sjøen var i gjennomsnitt 1326 $\mu\text{S}/\text{cm}$, og det var en signifikant forskjell mellom konduktivetsmålingene av de øvre (0,5-4 m) og nedre (5-8 m) vannlagene (øvre gjennomsnitt: $114,8 \pm 29,6 \mu\text{S}/\text{cm}$, nedre gjennomsnitt: $1269 \pm 234,7 \mu\text{S}/\text{cm}$, p-verdi $<0,001$). Det nedre laget hadde nesten 10 ganger høyere konduktivitet enn det øvre gjennom hele studieperioden. Fra starten til slutten av studieperioden, spesielt på de to siste måledatoene, ble konduktivetsgradienten i vannsøylen gradvis mindre bratt.

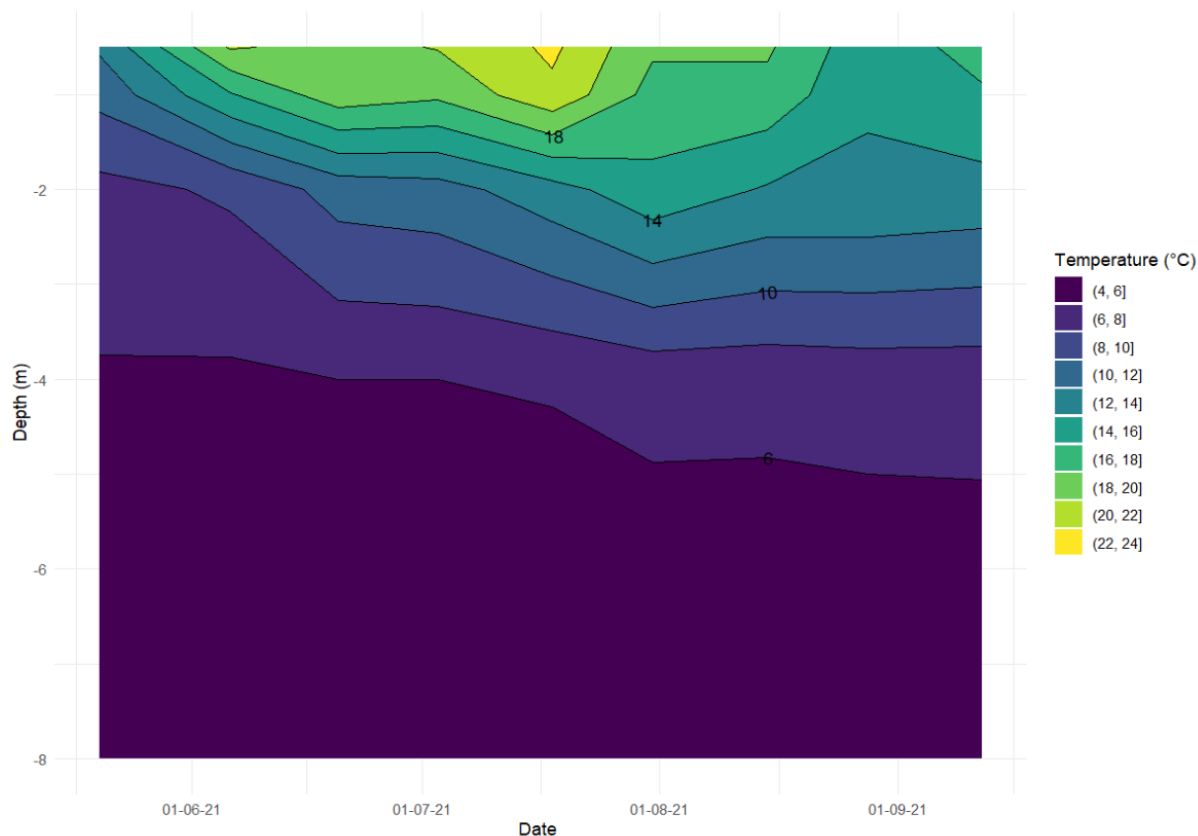


Figur 9. Isopletdiagram viser konduktiviteten målt i Kutjern ved 0,5 meter og hver meter fra 1 til 8 meter mellom 20. mai og 12. september 2021.

4.3 Termstratifikasjon

Målingene av temperaturen indikerer at en termisk stratifisering begynte å utvikle seg mot slutten av mai, og var på sitt bratteste i midten av juli (**Figur 10**). Da den termiske

stratifiseringen var etablert, var termoklinen lokalisert på omtrent 2 meters dybde og dypere mot slutten av juli (3 m). Etter dette ble termoklinen mindre bratt. Den største temperaturforskjellen mellom toppen (0,5 m) og bunnen (8m) var 17,8°C og ble målt den 18. juli. Dette var også da de høyeste temperaturene ble målt på toppen (22,4°C) og i de fleste andre dybder i vannsøylen. Gjennom hele studieperioden hadde de nederste to meterne av sjøen temperaturer under 5°C, den laveste var 4,2°C i mai. Den høyeste temperaturen som ble målt på 8 meters dyp var 4,8°C den 31. juli, 28. august og 12. september, da den termiske gradienten ble svakere.



Figur 10. Isopletdiagram, som viser temperaturene som ble målt ved 0,5 m, og hver meter fra 1 til 8 m i Kutjern, annenhver uke fra 20. mai til 12. september 2021.

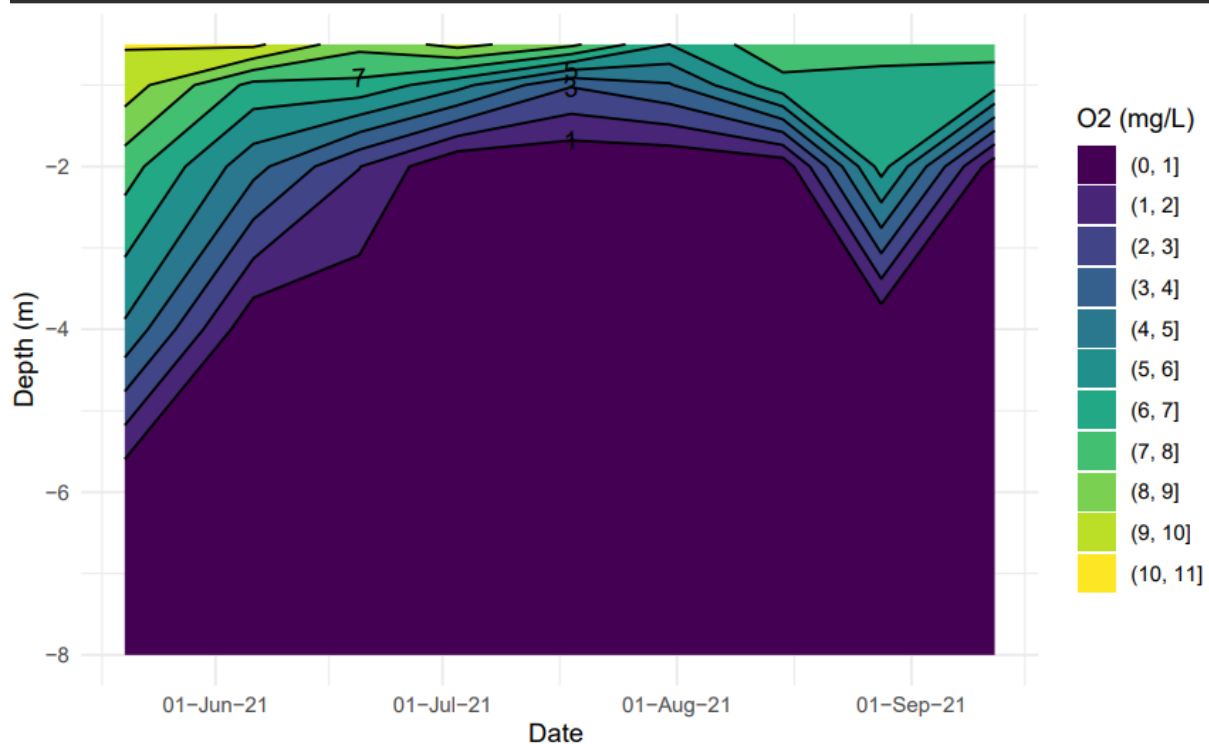
4.4 Distribusjon av oksygen, klorid, tungmetaller og andre stoffer i tid og rom

Oksygen

Det er tydelig at det var en økning i oksygenmetning fra 97% ved 0,5 m på den første feltdagen 20. mai til en maksimumsverdi på 115,8% den 6. juni. Deretter sank oksygenmetningen og fluktuerte mellom 94,6% og 104,1%. Det var et minimum på 64,7% 31. juli før det økte igjen og varierte mellom 87,7% og 73% frem til den siste feltdagen 12. september (**Figur 11**).

I begynnelsen av studieperioden var innsjøen anoksisk fra fem meter og dypere. Anoksi økte gradvis i omfang, til oksygenforholdene fulgte den termiske

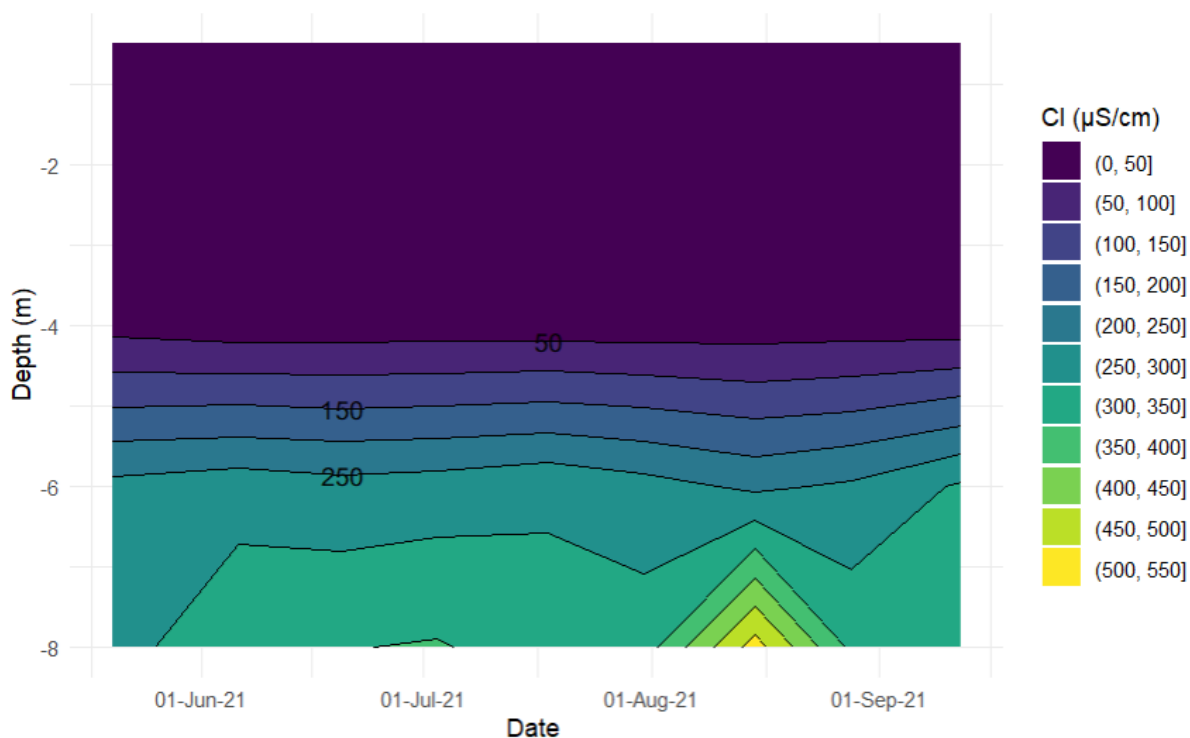
stratifikasjonen som ble etablert i slutten av juni. Det var anoksiske forhold under 2 m 18. og 31. juli. Fra 15. august, da den termiske stratifikasjonen ble brutt opp, avtok de anoksiske forholdene i omfang og var til stede på 3 m og dypere. Imidlertid ble det nesten anoksiske igjen på 2 meters dyp i september.



Figur 11. Isopletdiagram som illustrerer oksygengradienten i Kutjern fra mai til september 2021

Klorid

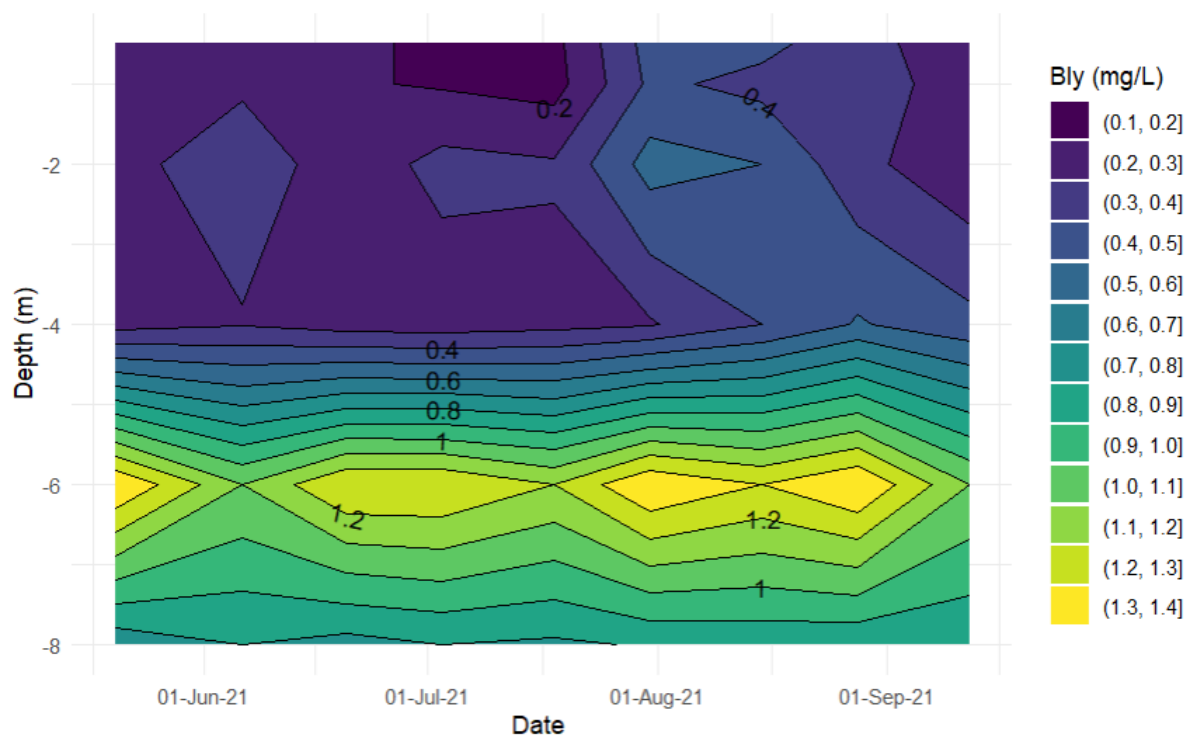
Kloridkonsentrasjoner i Kutjern avslører en klar forskjell mellom de øverste fire meterne og de nederste 6-8 meterne (**Figur 12**). Kloridkonsentrasjonen på 8 m var lavest i mai, økte og varierte noe før det nådde sin høyeste verdi på 354 $\mu\text{S/L}$ 3. juli. Gjennomsnittlig kloridkonsentrasjon i det øverste laget var 17 (± 6) $\mu\text{S/L}$, mens bunnsjiktet i gjennomsnitt var 300 (± 35) $\mu\text{S/L}$. Kloridkonsentrasjonene korrelerer godt med konduktivitet og indikerer at innsjøen er kjemisk stratifisert.



Figur 12. Isopletdiagram som viser kloridkonsentrasjoner målt i vannprøver samlet inn fra Kutjern på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter hver andre uke mellom 20. mai og 12. september 2021.

Bly

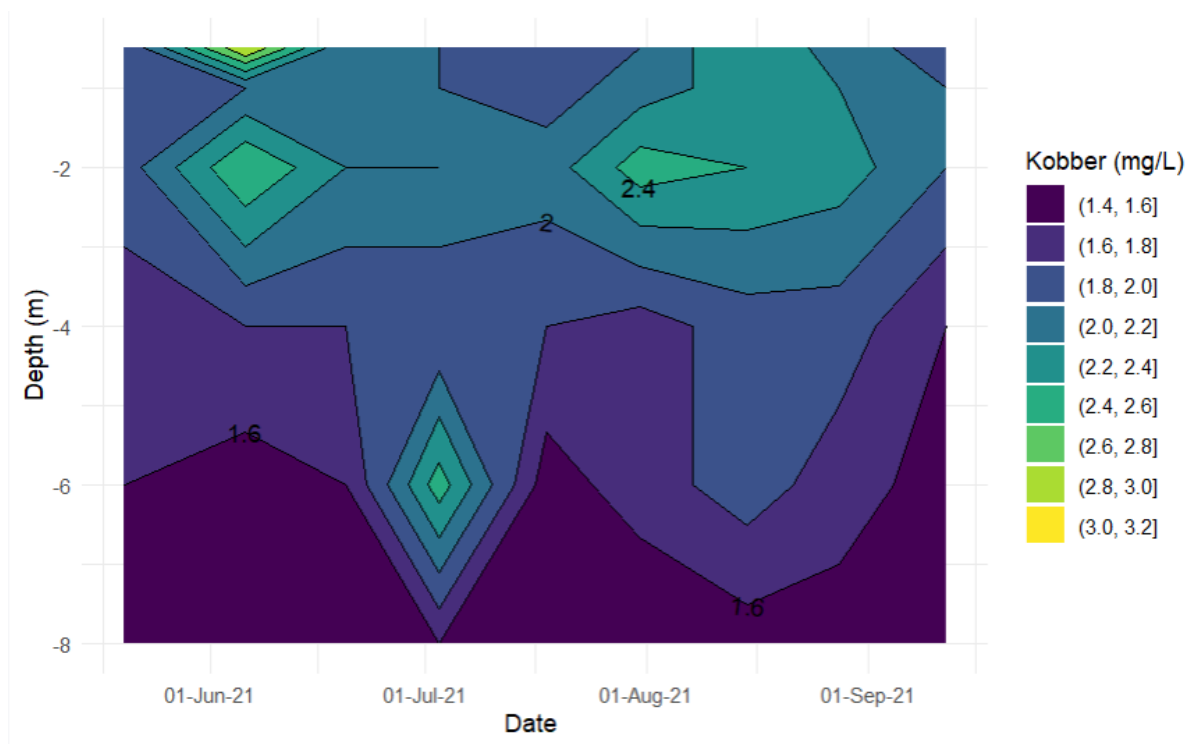
Det var en klar forskjell mellom de øverste fire meterne og de nederste 6-8 meterne i løpet av hele studieperioden (**Figur 13**). Det var lavere verdier av bly på de øverste fire meterne, med en konsentrasjon på 0,1-0,5 $\mu\text{g/L}$, sammenlignet med de dypere lagene, som hadde en konsentrasjon på 0,6-1,3 $\mu\text{g/L}$. Blykonsentrasjonen var relativt stabil på 8 meters dybde fra mai til september, mens den viste variasjon på 6 meters dybde og hadde der de høyeste verdiene i mai, august og september, med en blykonsentrasjon på 1,3-1,4 $\mu\text{g/L}$. Blykonsentrasjonene hadde en sterk korrelasjon med både konduktivitet, SO_4 , Mn og Co, noe som indikerer en kjemisk stratifisering i innsjøen.



Figur 13. Isopletdiagram som viser blykonsentrasjon målt i vannprøver samlet inn fra Kutjern på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter hver andre uke mellom 20. mai og 12. september 2021.

Kobber

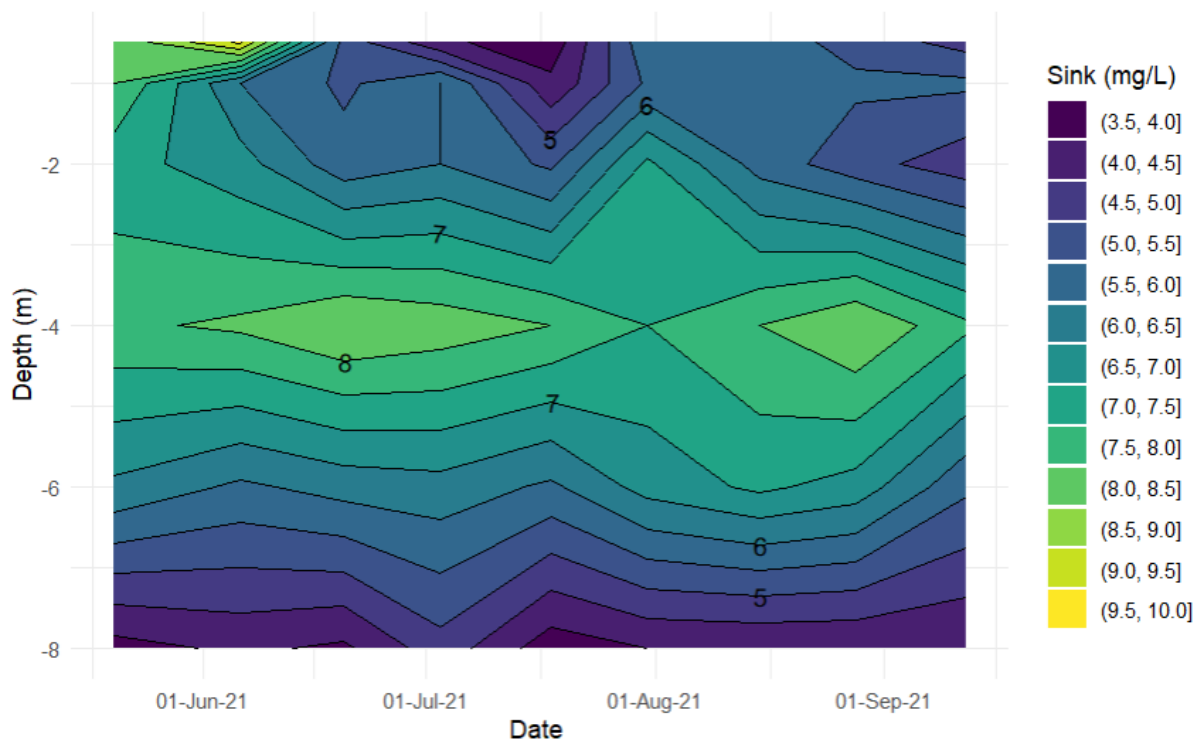
Gjennom studieperioden varierte konsentrasjonen av kobber gjennom alle lagene (**Figur 14**). Den høyeste konsentrasjonen av Cu ble registrert på 3 µg/L ved 1 meter den 3. juli, mens det var en økning i konsentrasjonen på 2 meter i juni og august, og på 6 meter i juli. I løpet av hele studieperioden var konsentrasjonen av Cu høyere i de øvre fire meterne enn i de dypere lagene, bortsett fra på 6 meter den 1. juli da konsentrasjonen var høyere der.



Figur 14. Isoplethdiagram som viser kobber konsentrasjon målt i vannprøver samlet inn fra Kutjern på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter hver andre uke mellom 20. mai og 12. september 2021.

Sink

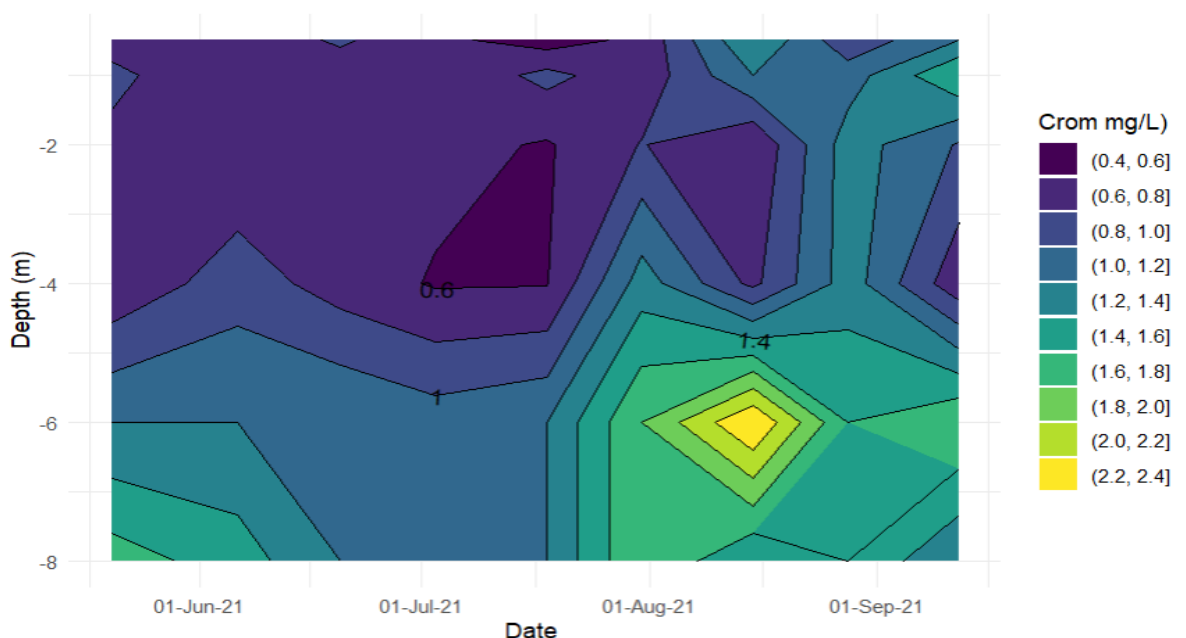
Generelt sett var sinkmålingene høyere på 3-4 meters dyp enn på andre dybder, og det var en grense på rundt 4,5 meter gjennom hele studieperioden (**Figur 15**). De 3 - 4,5 meterne hadde verdier 7-8 $\mu\text{g/L}$ og 0,5 ($\pm 0,2$) mg/L i gjennomsnitt gjennom hele studieperioden. Imidlertid ble den høyeste verdien av sink målt den 1. juni på en dybde av 1 meter og var på 9,5 $\mu\text{g/L}$. Verdier på mellom 7-8 mg/L ble observert på dypet mellom 3-4,5 meter gjennom hele studieperioden. De dypeste lagene, 7-8 meter, viste lave konsentrasjoner av Zn, med en gjennomsnittsverdi på 3,5 $\mu\text{g/L}$



Figur 15. Isoplethdiagram som viser sink konsentrasjon målt i vannprøver samlet inn fra Kutjern på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter hver andre uke mellom 20. mai og 12. september 2021.

Krom

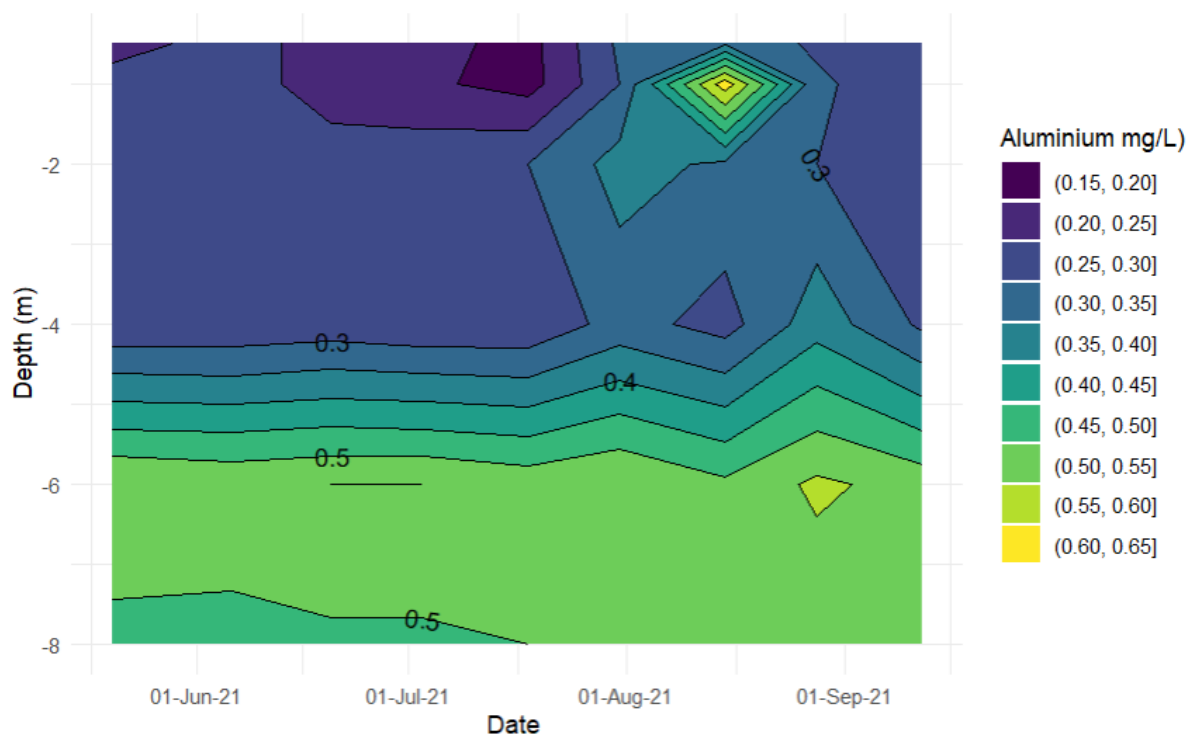
I løpet av studieperioden varierte konsentrasjonen av krom i tid og rom (**Figur 16**). Den høyeste verdien ble målt 20. august i 6 meter på 2,2 µg/l. Fra mai til slutten av juli hadde de første 4 meterne lavere konsentrasjon av krom enn de dypere meterne. Under fire meter ble det registrert gjennomsnittsverdier på 1,2 µg/l.



Figur 16. Isopletdiagram som viser konsentrasjon av krom målt i vannprøver samlet inn fra Kutjern på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter hver andre uke mellom 20. mai og 12. september 2021.

Aluminium

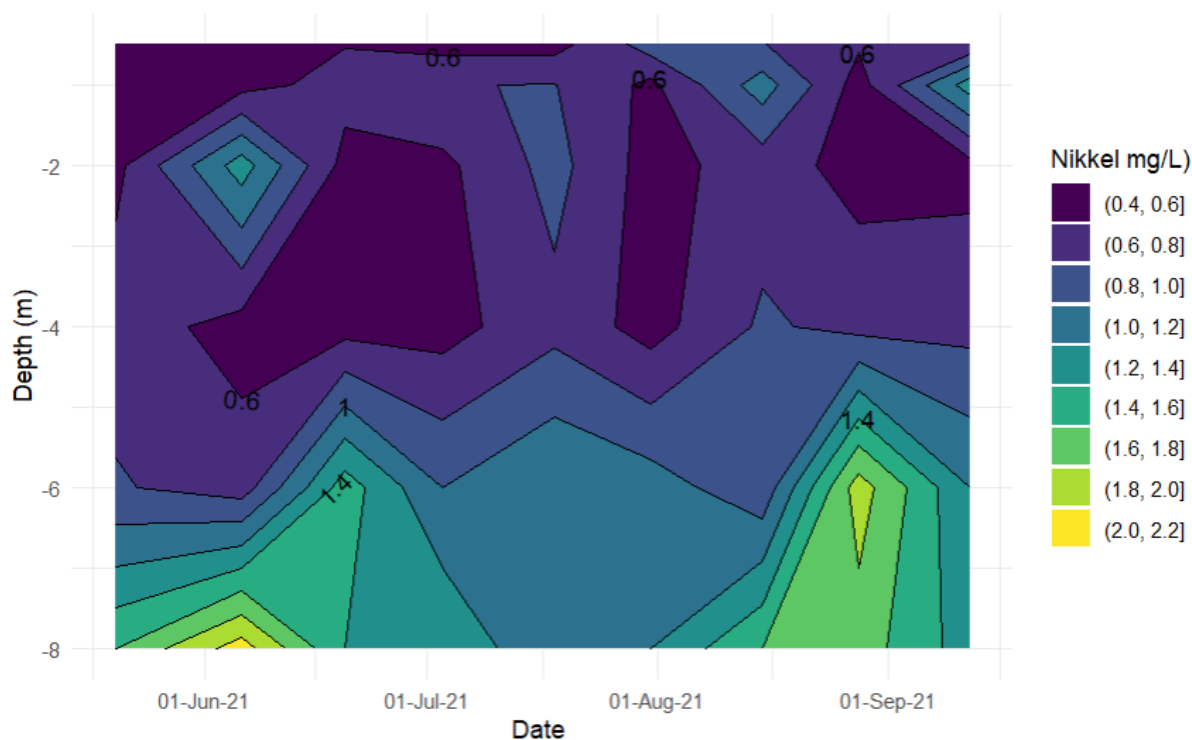
Generelt sett var målingene av aluminiumkonsentrasjoner høye under 4 meter, og indikerte at det var en grense på rundt 5 meter gjennom hele studieperioden, med en klar akkumulering under (**Figur 17**). Imidlertid ble den høyeste verdien av Al målt på 1 meters dyp 20.august på 0,6 µg/l. De øverste 0,5 – 4 meterne hadde verdier under 0,3 µg/L aluminium µg/L i gjennomsnitt gjennom hele studieperioden, bortsett fra 20. august. Det ble registrert 0,5-0,6 µg/l i gjennomsnitt i de nederste lagene.



Figur 17. Isopletdiagram viser konsentrasjon av aluminium målt i vannprøver samlet inn fra Kutjern på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter hver andre uke mellom 20. mai og 12. september 2021.

Nikkel

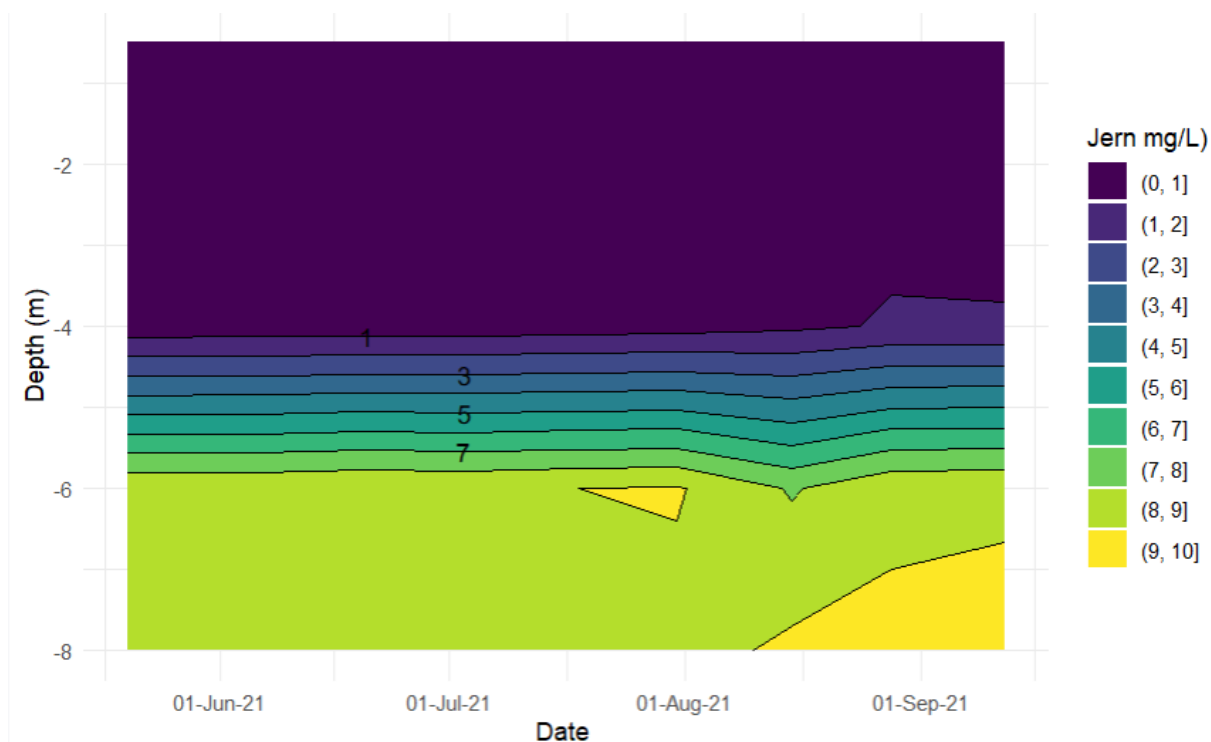
I studieperioden var det generelt høye målinger av nikkelkonsentrasjoner under 6 meter, som indikerte en grense på ca. 6 meter, og det var en klar ansamling under denne grensen (**se Figur 18**). Den høyeste verdien av nikkel ble målt til 2 $\mu\text{g/L}$ i en dybde på 8 meter den 01. juni. Gjennomsnittsverdiene for aluminium i de øverste 0,5-6 meterne var under 0,8 $\mu\text{g/L}$ gjennom hele studieperioden, med unntak av 01. juni da verdien var 1,2 $\mu\text{g/L}$. De nederste lagene hadde en gjennomsnittlig konsentrasjon på 1,8-1,6 $\mu\text{g/L}$.



Figur 18. Isopletdiagram som viser konsentrasjon av nikkel målt i vannprøver samlet inn fra Kutjern på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter hver andre uke mellom 20. mai og 12. september 2021.

Jern

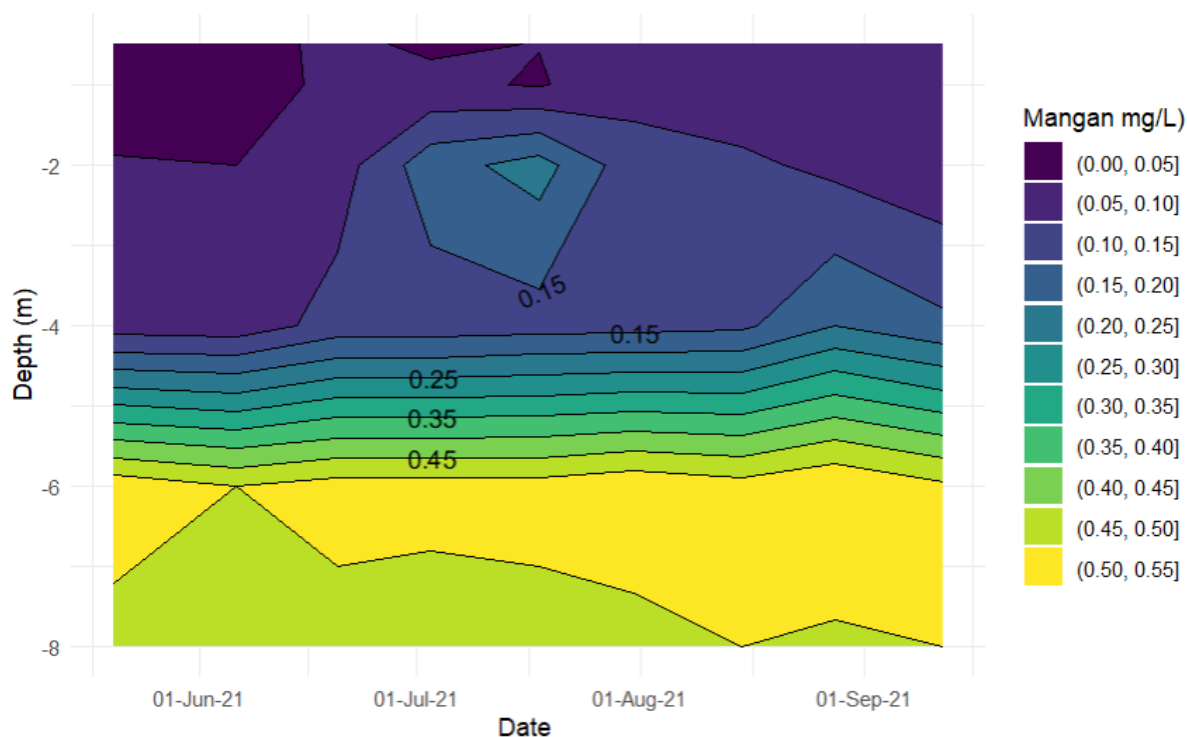
Generelt sett var målingene av jernkonsentrasjoner høye under 4 meter, og indikerte at det var en grense på rundt 5 meter gjennom hele studieperioden, med en akkumulering under (**Figur 20**). De øverste 0,5 - 4 meterne hadde verdier under 1 mg/L jern gjennom hele studieperioden, bortsett fra i de to siste feltmålingene (28. august og 12. september) da konsentrasjonen på 4 meter var 1,1 mg/L. På 6 meter og under svingte konsentrasjonene lite rundt 8,9 mg/L gjennom perioden. Den maksimale jernkonsentrasjonen var 9,2 mg/L målt på 8 meter i de siste tre feltmålingene (15. og 28. august og 12. september).



Figur 20. Isopletdiagram som viser konsentrasjon av jern målt i vannprøver samlet inn i Kutjernsjøen på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meters dyp annenhver uke mellom 20. mai og 12. september 2021

Mangan

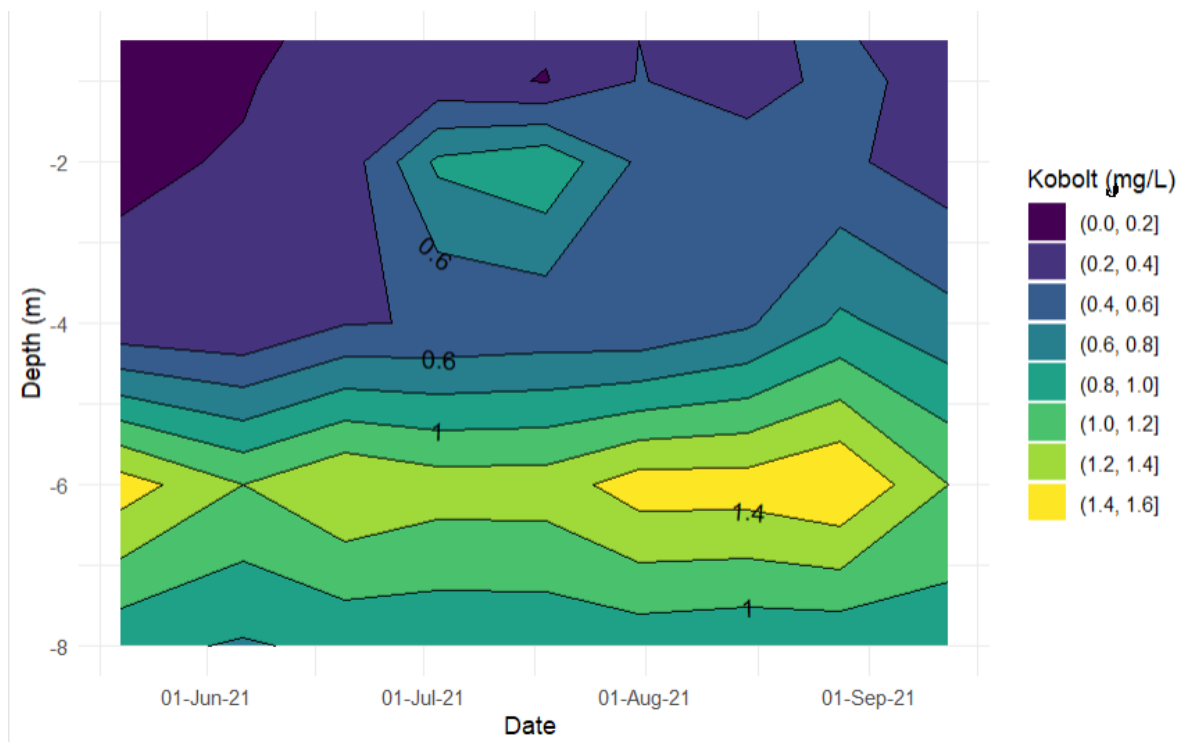
Målinger av mangankonsentrasjoner indikerer et lignende grenselag som jernkonsentrasjonen gjør, på omtrent 5 meters dyp (**Figur 21**). Over og under dette laget var verdiene relativt stabile gjennom hele studieperioden, med høyere verdier på bunnen og lavere verdier på toppen. Den maksimale konsentrasjonen på 0,55 mg/L ble målt på 6 meters dyp 28. august. Det var en liten økning i konsentrasjonene i bunnsjiktet fra starten av juni til slutten av studieperioden.



Figur 21. Isoplethdiagram viser konsentrasjon av mangan målt i vannprøver samlet inn i Kutjern ved 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter annenhver uke mellom 20. mai og 12. september 2021.

Kobolt

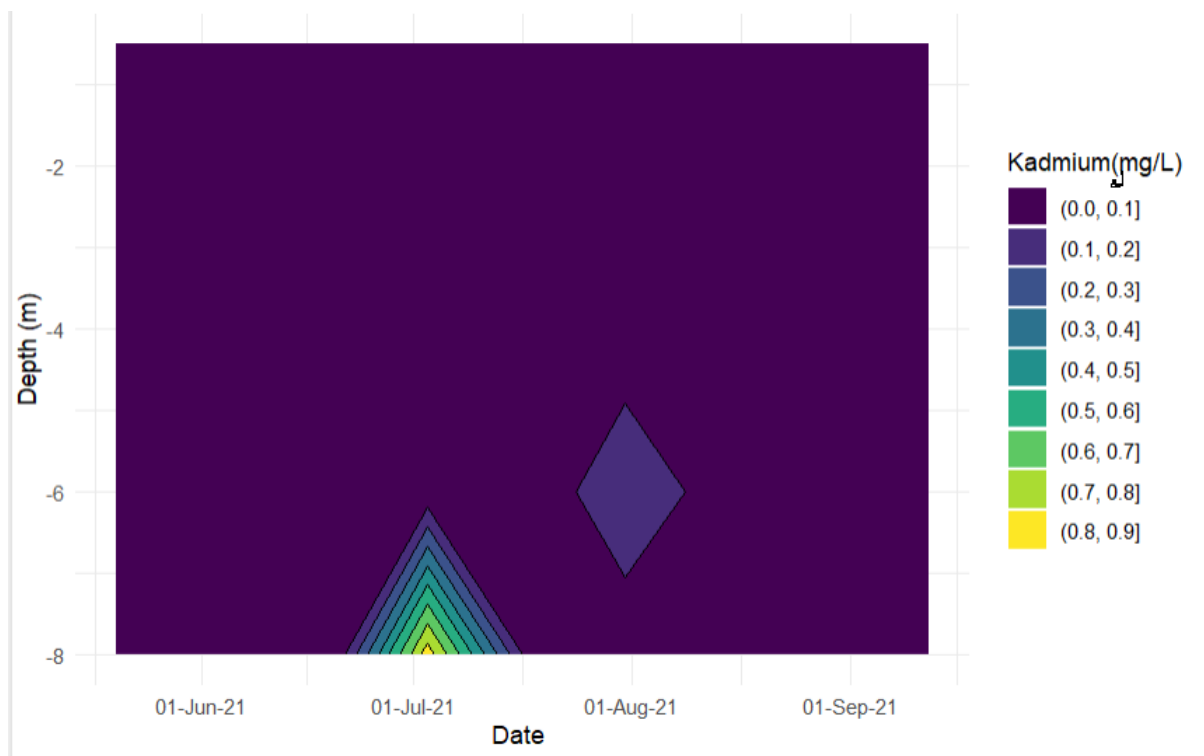
Det var en klar forskjell mellom de øverste fire meterne og de nederste 6-8 meterne i løpet av hele studieperioden (**Figur 22**). Det var lavere verdier av kobolt på de øverste fire meterne, med en konsentrasjon på 0,1-0,4 µg/L, sammenlignet med de dypere lagene, som hadde en konsentrasjon på 1,2-1,4 µg/L. Koboltkonsentrasjonen var relativt stabil på 6-8 meters dybde fra mai til september, Den høyeste konsentrasjonen av kobolt ble påvist på slutten av sommeren ved 6 m, og var lik 1,4 µg/l. Koboltkonsentrasjonene hadde en sterk korrelasjon med både konduktivitet, SO₄, Mn og Pb, noe som indikerer en kjemisk stratifisering i innsjøen.



Figur 22. Isopletdiagram som viser konsentrasjon av kobolt målt i vannprøver samlet inn i Kutjernsjøen på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meters dyp annenhver uke mellom 20. mai og 12. september 2021

Kadmium

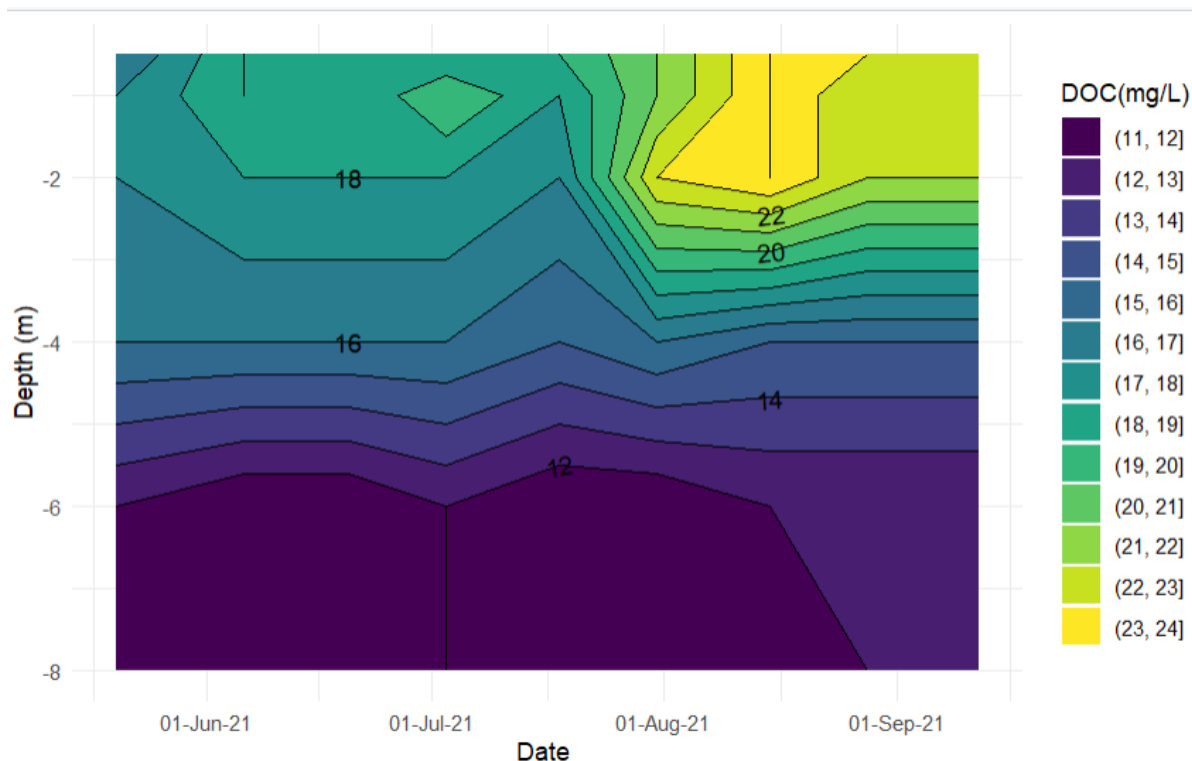
I nesten hele studieperioden var det ingen kadmium til stede i vannkolonnen, bortsett fra i begynnelsen av juli da en konsentrasjon på 0,8 µg/L ble påvist ved bunnen, og i begynnelsen av august da det ble påvist en ganske lav konsentrasjon av kadmium ved 6 meters dybde (**Figur 23**).



Figur 23. Isoplethdiagram som viser konsentrasjon av kadmium målt i vannprøver samlet inn i Kutjernsjøen på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meters dyp annenhver uke mellom 20. mai og 12. september 2021

DOC

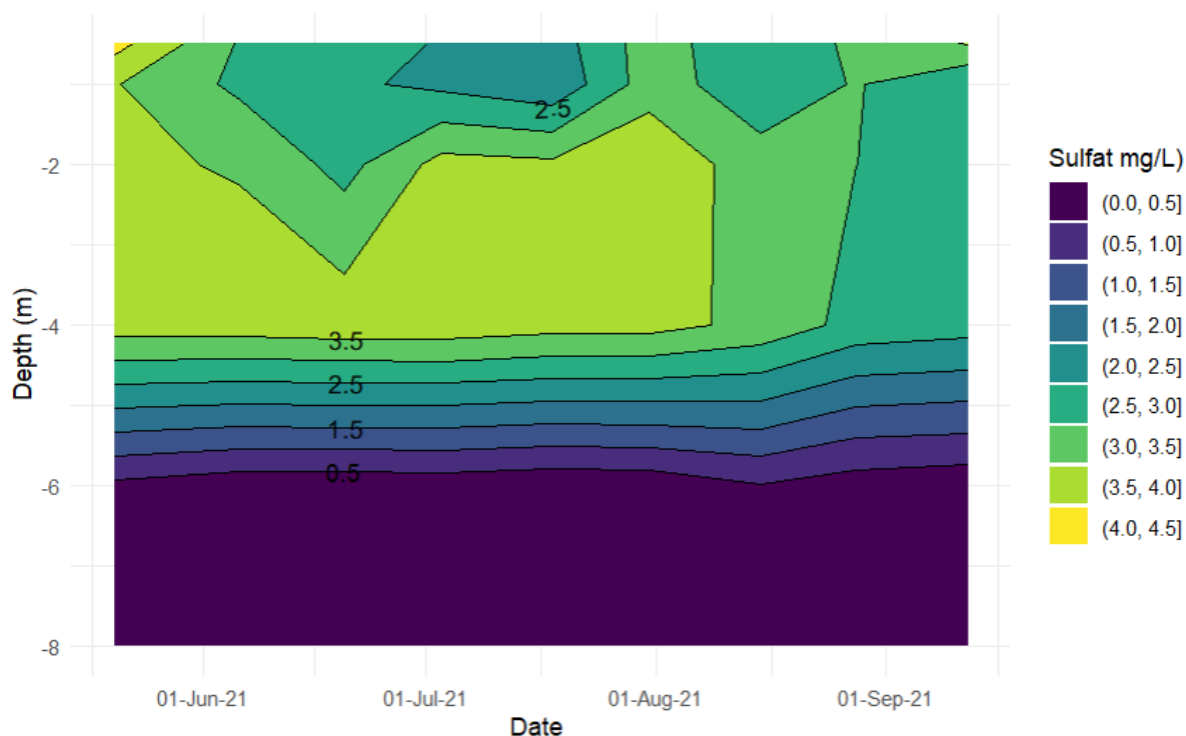
Løst organisk karbon (DOC) ble fordelt med en generell nedgang med dybden og en økning med tiden i det øverste laget (0,5-4 m) (**Figur 24**). Maksimal konsentrasjon av DOC (24 mg/L) ble målt ved 0,5, 1 og 2 meter den 15. august. Før dette var det en høyere konsentrasjon på 1 meter den 3. juli (20 mg/L) og på 0,5-1 meter den 6. juni (19 mg/L). Gjennomsnittlig DOC-konsentrasjon i innsjøen var 16,4 ($\pm$ 4,3) mg/L.



Figur 24. Isopletdiagram som viser konsentrasjon av DOC målt i vannprøver samlet inn i Kutjernsjøen på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meters dyp annenhver uke mellom 20. mai og 12. september 2021

Sulfat

Sulfat (SO_4)-konsentrasjoner varierte både temporært og romlig, selv om dette saltet ble distribuert med en grense mellom 4 og 6 meter, under hvilken konsentrasjonene var lave og stabile rundt 0,17 mg/L (**Figur 25**). Sulfat-konsentrasjonen gikk ned ved 2 og 4 meter fra og med 15. august. Det var en kort periode med lavere konsentrasjoner nær overflaten (0,5 - 1 m) mellom 20. juni og 18. juli. Maksimum sulfat-konsentrasjon var 4,18 mg/L, målt ved 0,5 m den 20. mai.



Figur 25. Isopletdiagram viser konsentrasjon av sulfat målt i vannprøver fra innsjøen Kutjern, samlet inn fra 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meter med to ukers mellomrom mellom 20. mai og 12. september 2021.

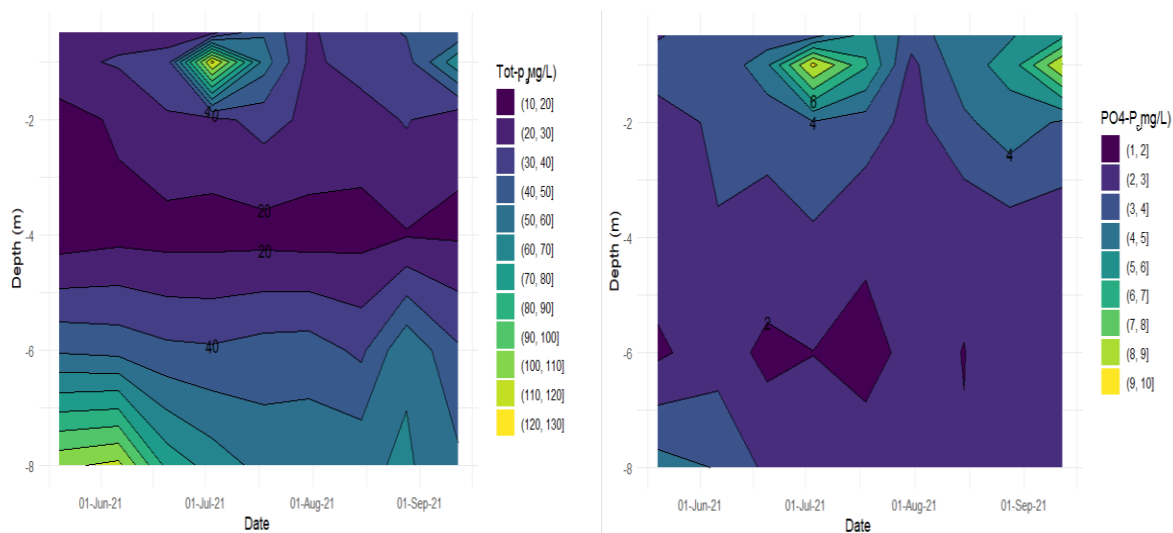
Fosfor

Total fosfor-målingene viser en grense på omtrent 5 meter, men med en generell økning både over og under grensen (**Figur 26**). Bunnsløyet hadde imidlertid en høyere konsentrasjon enn det øverste sløyet. Gjennomsnittene for øverste og nederste sløyet var henholdsvis 31,1 µg/L og 58,6 µg/L.

Gjennom hele perioden varierte konsentrasjonen i de øverste 4 meterne. Maksimum konsentrasjon av Tot-P var 122,5 µg/L, målt ved 1 meter den 3. juli. Det var også en økning i konsentrasjonen nær overflaten mot slutten av studieperioden. Den laveste verdien på 14,2 µg/L ble målt ved 4 meter den 20. mai. Det var også forhøyede konsentrasjoner av Tot-P ved 8 meter i begynnelsen av studieperioden, og en økning den 28. august i bunnen, samme dag som andre parametere endret seg merkbart.

Orthofosfat (PO₄-P)-målingene korrelerer godt med Tot-P-målingene, spesielt i det øverste sløyet. I motsetning til Tot-P var PO₄-P-konsentrasjonene større i det øverste sløyet enn i bunnen (**Figur 26**). Gjennomsnittlig PO₄-P-konsentrasjon i det øverste sløyet var 3,9 µg/L, og i bunnen var den 2,4 µg/L. Som Tot-P var PO₄-P sin maksimale verdi (9,26 µg/L) målt ved 1 m den 3. juli. PO₄-P-konsentrasjoner økte også nær overflaten mot slutten av studieperioden og nådde 9 µg/L ved 1 m den 12. september. Selv om det ikke var så høyt som for Tot-P, var det forhøyede PO₄-P-konsentrasjoner i bunnen den første feltdagen. Det var 4,4 µg/L ved 8 m, som var en maksimalverdi

for denne dybden. Den laveste konsentrasjonen av PO₄-P var 1,6 µg/L på 6 meters dyp den 18. juli.



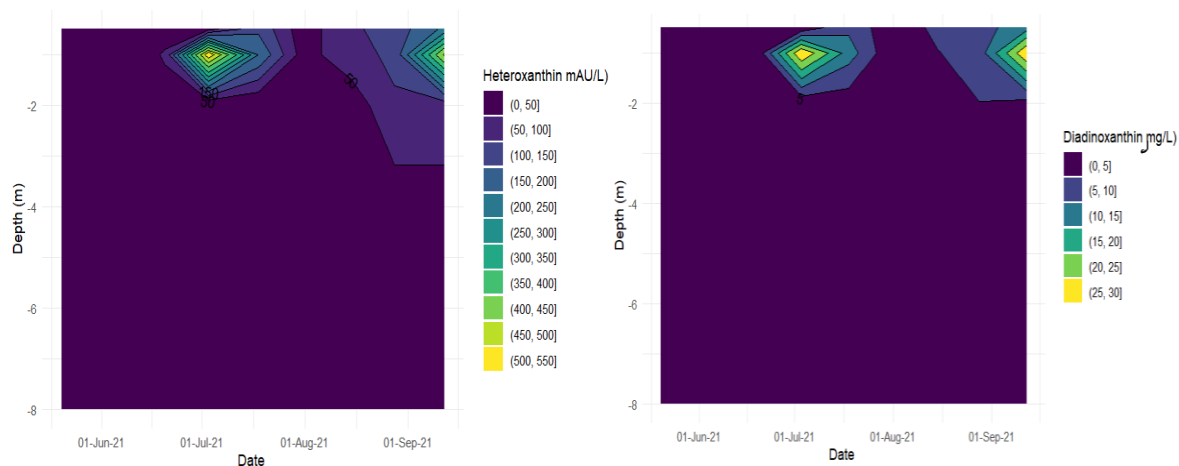
Figur 26. Isopletdiagram totale fosforkonsentrasjoner (venstre) og ortofosfatkonsentrasjoner (høyere), målt i vannprøver samlet inn fra innsjøen Kutjern på 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meters dyp med to ukers mellomrom mellom 20. mai og 12. september 2021.

Distribusjon av G.semen i tid og rom

Analyse av pigmenter resulterte i påvisning av pigmenter som svarer til algegruppa G. semen. Mikroskopi hjalp til med å bekrefte tilstedeværelsen av G. semen i prøvene, og bekreftet at heteroxantin og diadinoxantin kan brukes som dens proxy.

Heteroxanthin-verdier blir bare presentert i milliabsorpsjonsenheter per liter (mAU/L) på grunn av mangelen på en standard for konvertering til mg/L. Disse målingene indikerer derfor de relative endringene i G. semen-konsentrasjoner i Kutjern. De høyeste verdiene ble målt den 3. juli og 12. september (**Figur 27**). Det var ingen heteroxanthin til stede i vannkolonnen før 20. juni. Bunnvannsmassene hadde ingen tilstedeværelse av dette pigmentet før 18. juli. Fra da av var det tilstedeværelse i bunnsjiktet (med noen unntak på 8 meter), men det nådde aldri samme nivå som på overflaten. Dette kan være resultatet av død biomasse som faller ned i vannkolonnen.

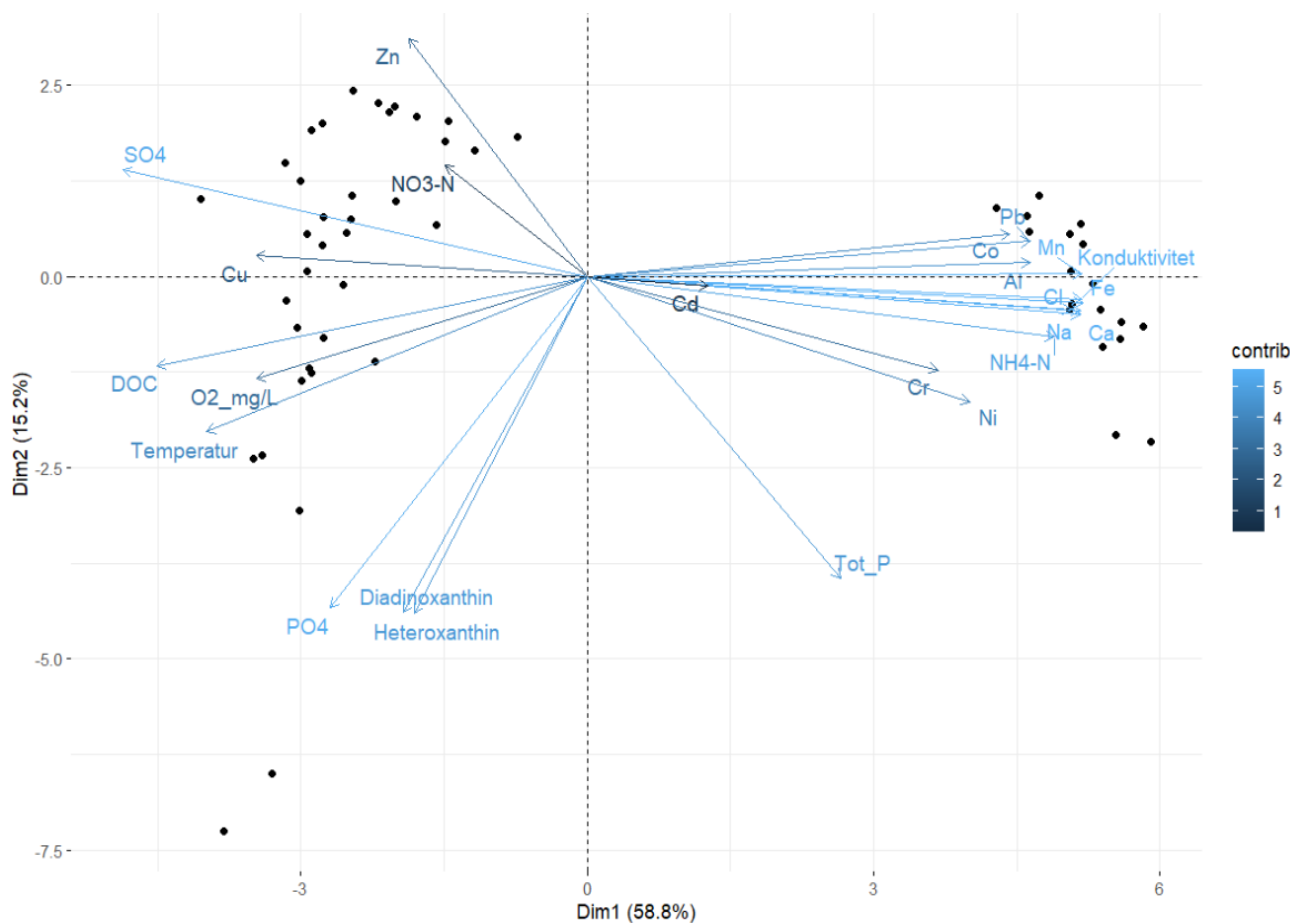
Et annet pigment som mest sannsynlig stammer fra G. semen diadinoxanthin var til stede i små tettheter. I begynnelsen av feltarbeidet var konsentrasjonen veldig lav, men den økte i tetthet gjennom studieperioden. Diadinoxanthin hadde en gjennomsnittlig konsentrasjon på 4,3 µg/L i det øverste laget.



Figur 27. Isoplethdiagram viser konsentrasjonen av heteroxanthin og diadinoxanthin målt i vannprøver samlet inn i Kutjern ved 0,5, 1, 2, 4, 6 og 8 meters dybde annenhver uke mellom 20. mai og 12. september 2021. Heteroxanthin og diadinoxanthin er indikatorer for *Gonyostomum semen*.

4.6 Prinsipal komponentanalyse (PCA analyse)

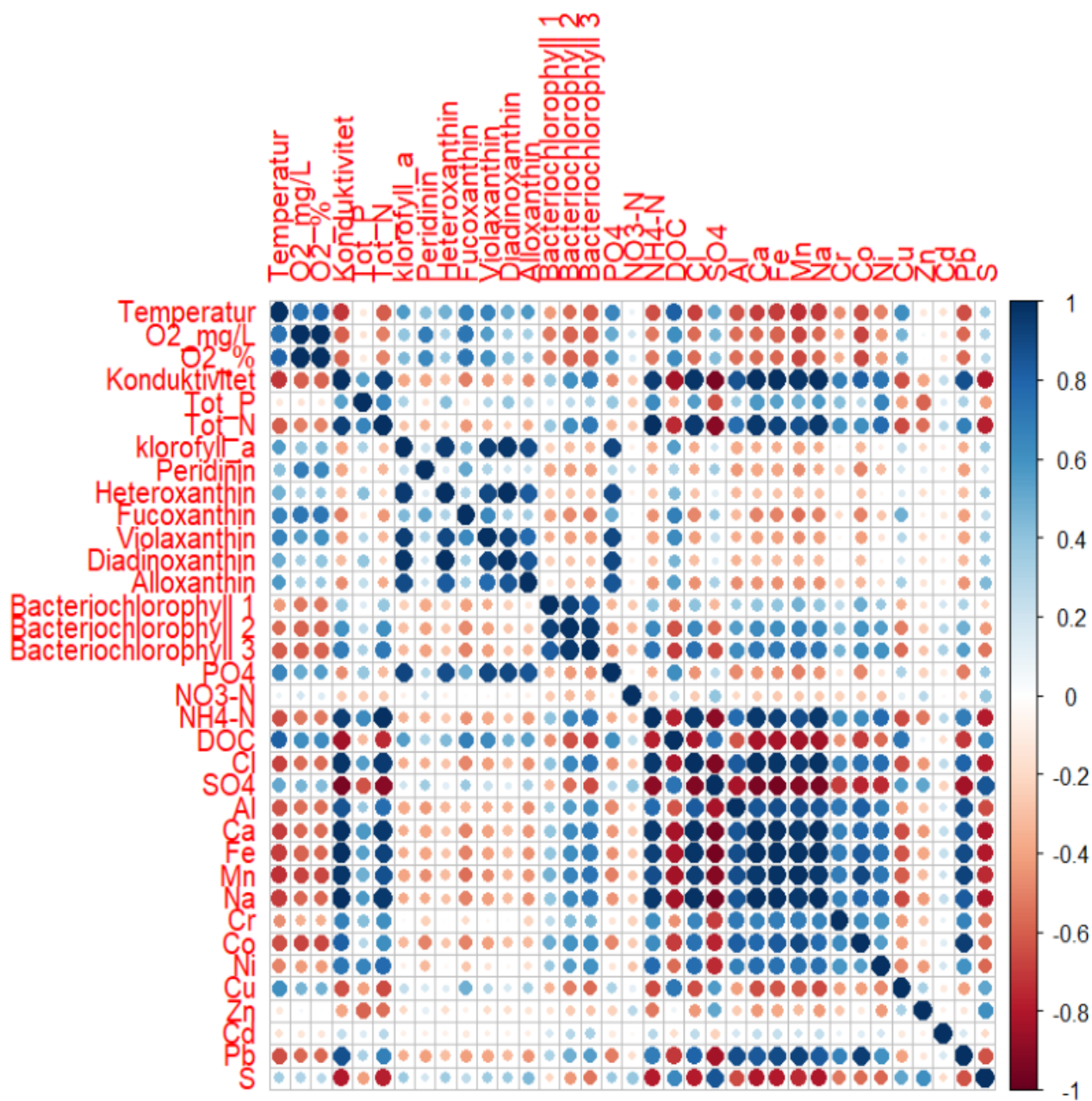
Resultatene av PCA-analysen viser at de to første hovedkomponentene, PC1 og PC2, forklarer 74 % av variasjonen i dataene i **(Figur 28)**. Ledningsevne og Cl⁻ har en sterk positiv korrelasjon og har også en viss positiv korrelasjon med Fe og Mn, Co, Pb. Oksygen har en negativ korrelasjon med ledningsevne og Cl⁻, og har sterk positiv korrelasjon med temperaturen. DOC og temperatur har en sterk positiv korrelasjon. Det er en positiv korrelasjon mellom PO₄-P og G. semen-pigmentene: heteroxanthin og diadinoxanthin. SO₄, NO₃ og sink har en negativ korrelasjon med disse pigmentene.



Figur 28. Biplot fra hovedkomponentanalyse (PCA). Variabler inkluderer oksygen, ledningsevne og temperatur målt på stedet, samt andre variabler målt i vannprøver fra 0,5, 1, 2 og 4 meter i Kutjern-sjøen mellom 20. mai og 12. september 2021. Jo nærmere pilene er hverandre, desto mer positivt korrelert er to variabler, og vice versa. En nitti-graders vinkel mellom pilene til to variabler indikerer at det ikke er noen korrelasjon mellom dem. Variasjoner i blått, fra dypere nyanser til lysere toner, indikerer størrelsen på hver enkelt komponent sitt bidrag.

4.7. Flerekorrelasjonsanalyse for alle parameterne

For å se nærmere på korrelasjonsgrad mellom enkelte parameterne ble det i tillegg utført flerekorrelasjonsanalyse for alle parameterne (**Figur 29**). Resultatene av analysen viser at heteroxanthin og diadinoxanthin har tydelig korrelasjon med PO4 og andre pigmenter. En svak negativ korrelasjon observeres mellom heteroxanthin og Al, Mn. Diadinoxanthin har en svak negativ korrelasjon av betydning med Cl, Al, Ca, Fe, Mn, Pb, Co. Temperatur har sterk positiv korrelasjon mellom O2, DOC og svakere korrelasjon mellom alger pigmenter, PO4, SO4 og Cu. Det er en sterk negativ korrelasjon mellom temperatur og konduktivitet, tot-N, bakterierpigment, Al, Ca, Fe, Mn, Na, Co, Pb. PO4 har noe negativ korrelasjon med Al, Mn, Fe, Co, Pb.



Figur 29. Biplot fra korelasjonsanalyse. Variabler inkluderer oksygen, ledningsevne og temperatur målt på stedet, samt andre variabler målt i vannprøver fra 0,5, 1, 2 og 4 meter i Kutjern-sjøen mellom 20. mai og 12. september 2021. Jo lysere og mindre prikker er, jo mindre er korrelasjon mellom parametrene. Blå prikker viser positiv korrelasjon og røde prikker viser negativ korrelasjon.

5 DISKUSJON

5.1 Saltstratifisering og oksygen

Undersøkelsen av Kjernen viser en stabil kjemisk tetthetsgradient som mest sannsynlig skyldes veisaltavrenning. Kloridakkumuleringen i innsjøen er klar og korrelerer med en økning i ledningsevnen på- og under 5 m gjennom hele studieperioden. Dette indikerer at veisaltavrenning fortsetter å påvirke innsjøen i noen grad og hindrer full sirkulasjon av vannkolonnen, og dermed forårsaker meromiksis. Den høye konsentrasjonen av DOC i innsjøen bidrar til stabiliteten til saltstratifiseringen gjennom termisk stratifisering, men termisk stratifisering er mindre stabil enn saltstratifisering på grunn av mindre bidrag fra temperaturen. Videre viser studien at veisalt har skapt en mer stabil stagnasjon enn DOC alene ville ha induisert. Dette har ført til en betydelig opphopning av reduserte stoffer og næringsstoffer i bunnsjiktet, som følge av kontinuerlig bunnvannsanoksi.

I innsjøer der store deler av nedbørsfeltet er dekket av skog er det vanligvis en lavere ledningsevne på grunn av færre ioner i tilførselsmaterialet (Saunes & Værøy, 2017). Imidlertid ser det ut til at dette ikke gjelder for Kutjern. I stedet kan økt ledningsevne i bunnvannet her tilskrives tilførsel av veisalt fra veiavrenning. Hvis veisalt er hovedårsaken til økt ledningsevne, kan det ha ført til dannelse av en kjemisk sjiktning, hvor tyngre, saltholdig vann legger seg på bunnen og hindrer sirkulasjon i bunnvannet og oksygentilførsel.

En studie viser at konsentrasjonen av klorid har blitt lavere sammenlignet med 2015 og 2016, og bunnledningsevnen har blitt redusert. Kjemoklinen, som er grensesjiktet mellom de øvre og nedre lagene i en innsjø, har også flyttet seg nedover med omtrent 2 meter i forhold til juni 2016 og 1 meter i forhold til november 2016. November er vanligvis måneden med den dypeste kjemoklinposisjonen på grunn av vind, som har best sjanser til å destabilisere stratifiseringen når temperaturene er lave (Saunes & Værøy, 2017). Alt det overnevnte betyr at tidligere salttilførsler fortsatt kan ha stor innvirkning på innsjøens biogeokjemi. Flyttingen av veien kan imidlertid ha redusert avrenning og forurensning på lang sikt, og dette kan ha påvirket saltinnholdet og kjemoklinens dybde.

Figur 11 viser observasjon av oksygensvinn i Kutjern fra 4 meter dyp og nedover til 8 meter dyp i begynnelsen av feltperioden, og fra 2 meter til 8 meter resten av perioden. Videre viste to undersøkelser utført av Statens vegvesen at Kutjern hadde utviklet salt- og oksygengradient på grunn av påvirkning fra veiavrenning (Saunes & Værøy 2016; Saunes & Værøy 2017).

Basert på resultatene for oksygen og ledningsevne, er det sannsynlig at Kutjern fortsatt er kjemisk sjiktet og anoksisk i bunnvannet, altså meromiksis på grunn av veisaltavrenning fra E18. Disse funnene er i samsvar med tidligere studier, som har

vist kjemisk sjiktning og anoksiske forhold i bunnvannet i denne innsjøen (Saunes & Værøy 2016; Saunes & Værøy 2017; Bækken 2012; Andrea Rishatt 2018).

Det er viktig å merke seg at det bare finnes data fra 2015 og 2016, og det er vanskelig å trekke konklusjoner om hvorvidt forskjellene mellom disse årene er signifikante. Likevel kan resultatene antyde at veiflyttingen kan ha hatt en positiv effekt på innsjøen. Det er imidlertid fortsatt behov for å overvåke innsjøen for å evaluere effekten av veiflyttingen og eventuelle andre endringer i innsjøens økosystem.

På grunn av meromiksis vil det være begrenset vannutveksling mellom topp og bunnvann, noe som reduserer sirkulasjonen. En grense kan etableres for mixolimnion og monimolimnion basert på konsentrasjonsgradientene til parametere som nikkel, bly, mangan, zink, kobber, jern. Resultatene tyder på en stabil kjemoklin på ca. 4,5 meters dybde, og mixolimnion vil være over 4 meter, mens monimolimnion vil være under 6 meter. Grensen for anoksiske forhold er fra 2 meter og nedover utover sommeren, og om våren er det anoksiske forhold fra 4 meter og nedover, mens det i slutten av september er anoksiske forhold fra 4 meter og nedover.

Hvis metaller mobiliseres fra sedimenter i innsjøen, vil det være viktig å bestemme om de har mulighet til å blande seg med resten av vannet. Metallene kan være i den anoksiske sonen som er etablert å være fra 2-8 meter, avhengig av når på sesongen det er. Sjiktningen i innsjøen er en viktig faktor for blanding av metallene, og temperaturen og den kjemiske sjiktningen påvirker dette. Utveksling mellom mixolimnion og monimolimnion tyder på en noe ustabil sjiktning.

5.2. Tilførsel av salt og metaller i Kutjern

Som sagt skyldes sjiktningen i Kutjern langvarig tilførsel av vegsalt, noe som også har ført til permanente oksygenfrie forhold. Tidligere kom vegsaltet hovedsakelig fra den gamle vegen. I løpet av feltperioden var konduktiviteten stabil ved 6 meters dybde, som sank litt på slutten av feltperioden.

Det var registrert en lang periode med mye nedbør i begynnelsen fra 29. juli til 05. august. Imidlertid var det ikke noen økning i konduktiviteten i den perioden og videre. Motsatt ble det registrert reduksjon i konduktivitet ved 5 m og dypere. Ved mye nedbør transporteres overvann fra nedbørsfeltet, noe som kan føre med seg salt og metaller. Til tross for at E18 ligger i Kutjerns nedbørsfelt, førte økende nedbør til nedgang i konduktivitet. Dette kan tyde på at salt og metaller ikke har blitt tilført til innsjøen via nedbør. Derfor er det lite salt igjen i nedbørsfeltet, noe som ikke er overraskende på grunn av sesongen.

Når det gjelder den senkede konduktiviteten, kan det antas at en del av det saltholdige vannet har blitt presset oppover og har kommet i kontakt med mixolimnion, basert på observasjonene. Analyse av temperatur viser at denne flyttet seg nedover rundt 13.08. Dette muliggjør sirkulasjon av vannet til dypere nivåer, og kan føre til forstyrrelser av

monimolimnion, som kan forklare nedgangen i konduktiviteten den 01. september ved 5 meter. Dette tyder på at det er en viss kontakt mellom monimolimnion og mixolimnion, og dette kan tillate transport av ulike stoffer ved gunstige forhold.

Det ble observert stabile nivåer for alle metaller bortsett fra Cr og Al. Cr utviste den høyeste variasjonen ved 6 m litt etter perioden med høy nedbør. Al fikk påvist sin høyeste verdi ved en dybde på 1 meter etter noen dager i perioden med høy nedbør. Når det gjelder den høyeste konsentrasjonen av Cr kan man anta at det skyldes sirkulasjon i vannsøylen. Men den høyeste Al konsentrasjonen ble observert ganske nær overflaten som kan forklares av at det finnes noen kilder til Al i nedbørfeltet.

5.3 Tungmetaller i Kutjern

I løpet av sommeren økte temperaturen gradvis i overflatevannet i Kutjern, og det dannet seg et varig temperatursjikt (**se Figur 12**). Dette sjiktet kan påvirke kjemien i vannet på forskjellige måter, siden vannet ikke kan sirkulere fritt, og løste stoffer og partikler kan samles i visse lag. Noen metaller, inkludert Cd, Fe, Mn, Pb og Al, delvis Cr (**Figur 11-26**), akkumulerte seg i hypolimnion i senere sommermånedene. Som man kan se ut fra isopletdiagrammene har disse metallene klare konsentrasjonsforskjeller mellom topp- og bunnvann i en eller flere prøvetakingsmånedene. Al, Fe, Mn, Cd, Pb og Co korrelerte også negativt med temperaturen i Kutjern (**se figur 29**) noe som tyder på at de samlet seg i hypolimnion på grunn av mangel på sirkulasjon.

Temperatursjiktet vil påvirke redoksforholdene i hypolimnion ettersom oksygen gradvis brukes opp på grunn av mangel på sirkulasjon. En oksygengradient ble etablert i Kutjern gjennom sommeren. Tap av oksygen i hypolimnion under nedbrytning skaper reduserende forhold, noe som kan føre til utlekking av metaller fra sedimentene. Under aerobe forhold vil Fe og Mn for det meste bli omdannet til uløselige oksiderte tilstandsformer (Fe(III) og Mn(IV)) som felles ut og sedimenteres. Både Fe og Mn økte betydelig i konsentrasjon i hypolimnion mot slutten av sommeren (**Figur 15-16**), og korrelerte negativt med oksygen (**Figur 28,29**). Dette skyldes sannsynligvis at disse metallene blir redusert til løselige tilstandsformer under anoksiske forhold, og lekker deretter ut fra sedimentene.

Resultatene antyder at det er en liten pågående tilførsel av både salt og metaller til Kutjern, men det er viktig å merke seg at ulike metaller har ulike egenskaper, toksisitet og konsentrasjoner. Derfor er det nødvendig med en mer detaljert diskusjon om dette.

Isopletdiagrammer og PCA-analyse viser en trend for en rekke metaller, inkludert kobber, kadmium, sink, magnesium, kalsium, bly, nikkel, aluminium, kobolt, klorid og konduktivitet. Disse parameterne har lik trend og er korrelert i PCA-analysen med hverandre og med PC1. Klorid og natrium er hovedkomponentene i vegsalt, noe som

indikerer at de andre metallene også kan ha sammenheng med vegsalt og vegavrenning.

Kobber er et kjent forurensningsstoff fra veger, spesielt fra bremseklosser som har stor slitasje. Ca. 60-80 % av kobberet er bundet til organisk materiale i jord, mens 20-30 % er bundet som $\text{Cu}(\text{OH})_2$ og omtrent 5 % som CuCO_3 . Mobiliteten av organisk materiale spiller derfor en avgjørende rolle for mobiliteten av kobber. Ved bruk av vegsalt og synking av pH vil mer kobber bli løst ut som Cu^{2+} . Dette kan mobilisere organisk materiale i jordsmonnet og dermed mobilisere kobber (Balistrieri et al., 1992). Konsentrasjonen av kobber var stabil og holdt seg ved 2 meter hele feltperioden. Dette kan skyldes dannelse av redusert Cu^{2+} .

Kadmium, et metall brukt i ulike bilkomponenter, inkludert dekk, samt ofte tilstede i vegavrenning, kan bli mobilisert av vegsalt på grunn av ionebytting, lavere pH og dannelsen av mobile kloridkomplekser, ifølge flere studier (Acosta, 2011). Derfor kan økt konsentrasjon av kadmium skyldes mobilisering. Kadmiumet kan danne komplekser med klorid og følge vannstrømmen, og blir akkumulert i monimolimnion ifølge resultatene.

På den annen side viser andre metaller, inkludert mangan (Mn), Fe (jern) og delvis aluminium (Al) og nikkel (Ni), et annet mønster. Disse metallene viser stabil trend i konsentrasjonen utover sommeren, som øker litt på slutten av sommeren og korrelerer med lavere oksygenkonsentrasjoner ifølge isopletdiagrammene og flerekorrelasjonsanalysen. Mangan og jern er de to metallene som viser størst korrelasjon ifølge flerekorrelasjonsanalysen, og dette stemmer også overens med tidligere studier i meromiktiske innsjøer. Økende konsentrasjoner av mangan og jern kan skyldes remobilisering fra sediment på grunn av anoksiske forhold, og dette kan forklare hvorfor konsentrasjonen av mangan og jern øker mer i vannsøylen med fallende konsentrasjoner av oksygen utover sesongen (Havig et al., 2015; Lienemann et al., 1997).

Resultatene indikerer at både aluminium (Al) og bly (Pb) oppkonsentreres i monimolimnion. Selv om trenden for disse to metallene er ganske lik gjennom sesongen, er det noen forskjeller. Begge metallene har den høyeste konsentrasjonen 15. august, hvor aluminium har en konsentrasjon på $0,65 \mu\text{g/L}$ og bly på $1,4 \mu\text{g/L}$. Både bly og aluminium er kjent for å binde seg til organisk materiale (Nierop et al., 2002; Town & Filella, 2002). Aluminium er ikke særlig påvirket av endringer i redoksforhold, men er følsomt for pH. Siden pH-verdiene i de ulike vannlagene ikke endrer seg mye gjennom sesongen, vil metallene sannsynligvis ikke bli påvirket så mye av dette. Konsentrasjonen av aluminium endrer seg ikke mye gjennom sesongen, i motsetning til bly, som viser en økning mot slutten av sesongen, men aluminium holder seg relativt stabilt med høyere nivåer i monimolimnion enn i mixolimnion, unntatt den 15. august. Siden den høyeste konsentrasjonen av Al ligger ved 1 m og oppsto etter en uke med høy nedbør, er det mest sannsynlig at nedbøren har ført med seg tilførsler av

aluminium . De økte konsentrasjonene av bly kan skyldes lavere redokspotensial og mobilisering fra andre forbindelser eller sediment.

Resultatene for krom viser en jevn og stabil konsentrasjon gjennom perioden med akkumulering i monimolimnion. Under reduserende forhold vil Cr (VI) bli redusert til Cr (III), som er mer reaktivt enn Cr (VI). En studie viste at Cr (III) ble bundet og sedimentert til bunnen under anoksiske forhold (Brubæk, 2022), men det ser ut til at det fortsatt er akkumulering av krom under anoksiske forhold i Kutjern, og en mulig forklaring kan være at krom binder seg til løst DOC og holdes i suspensjon.

Sink viser ulike trender sammenlignet med de andre metallene. De høyeste konsentrasjonene av sink ble funnet på en dybde av 4 meter, nær kjemoklinen. Sink binder seg dårlig til sedimenterende komplekser og er ofte i ioneform eller bundet som svake komplekser (N. C. Ibrahim et al., 2019). Trenden man ser her er forskjellig fra f.eks. Drammensfjorden, der konsentrasjonen av sink økte jo dypere man kom (Fredheim, 2020). Studier i holomiktiske innsjøer har vist at den biogeokjemiske syklusen til sink er sterkt påvirket av biologiske prosesser, hvor sink blir tatt opp som mikronæringsstoff og deretter mobilisert i hypolimnion ved nedbrytning av organisk materiale (Fredheim, 2020). Sink blir deretter kompleksert som uløselige sulfider og sedimentert under anoksiske forhold. Sinken tas opp i øvre vannlag av plankton og mobiliseres deretter under nedbrytning i "hypolimnion" over kjemoklinet (N. C. Ibrahim et al., 2019).

Ser ut at Kutjern har meromiktiske forhold som påvirker tilstandsformene til metaller på ulike måter. Resultatene viser at de nedre vannlagene mangler oksygen, og dette skaper anoksiske forhold som kan redusere og mobilisere flere av metallene. Oksygen spiller en avgjørende rolle i mobiliseringen av metaller, da det kan øke eller senke redokspotensialet. Dette kan også sees i PCA analysen, hvor oksygen viser seg å ha en negativ korrelasjon med nesten alle metallene. Dette tyder på at tilstedeværelsen av oksygen påvirker metallene i vannet.

Det observeres en sterk negativ korrelasjon mellom SO_4 og Pb, Ni, Co, Cr, Mg, Fe, Al, mens det er registrert noe positiv korrelasjon mellom SO_4 og Zn, Cu. Dette kan forklares av geokjemiske egenskaper av individuelle metaller (høy løselighet av sink- og kobberforbindelser i sulfatmiljøer, og på den annen side, inertiteten til de andre metaller til SO_4 (S. Bortnikova, O.L. Gaskova og A.A. Airiants, 2003). De dominerende kjemiske formene for tilstedeværelse av metaller i løsninger bestemmes av ionisk sammensetning, hvor Zn og Cu hovedsakelig er til stede som akvaioner og sulfatkomplekser, som har høy mobilitet. Løseligheten til ZnSO_4 er 544 g/L noe som bestemmer de store hydrooreolene, altså vannområdene til Zn (Goleva, 1968). Kobber og jern er hovedsakelig til stede som hydroksykomplekser, mens bly er kjent for å ha karbonat- og hydrokarbonatkomplekser. (S. Bortnikova, O.L. Gaskova og A.A. Airiants, 2003).

5.4 Påvirkning av tungmetaller i Kutjern på G.semen

G. semen, en invasiv fytoplanktonart, trives vanligvis i humusrike innsjøer og kan gi store oppblomstringer, som kan føre til kløe og utslett hos badegjester samt dårlig smak og lukt i vannet (Rengefors et al., 2012; Hagman et al., 2015). Den kan bevege seg mellom de øvre og nedre vannlagene ved hjelp av flageller og tar opp fosfor mens den unngår predatorer, noe som kan gi den en fordel i konkurransen med andre alger i sjiktete vannlag (Sassenhagen et al., 2014; Pearre, 2003).

Det finnes flere hypoteser som forklarer spredningen av G. semen og dens "oppblomstring". Det er påvist en positiv korrelasjon mellom innholdet av fosfor og mengden G. semen. Det er kjent at G. semen hovedsakelig lever i humifiserte innsjøer, der det er høye konsentrasjoner av løst organisk karbon, lave pH-verdier og lav gjennomsiktighet (Cronberg, 1988; Lepisto, 1994; Rosenstrom, Lepisto, 1996; Salonen, Rosenberg, 2000; Salonen, 2002). Tilpasningen til slike forhold gir den fordeler i konkurranse med andre typer alger. En annen viktig faktor for stabilitet i miljøforholdene er dannelse av hvilende cyster, som gjør at G. semen kan overleve ugunstige forhold. Vertikal døgnmigrasjon er karakteristisk for G. semen, noe som gjør det mulig å unngå beiting av zooplankton, samtidig som den kan synke ned til næringsrike bunnlag (Rengefors et al., 2008). Økende forekomst av G. semen kan være en konsekvens av klimaendringer de siste tiårene. Temperaturen er en viktig faktor som påvirker algevekst, og det er tidligere observert en sammenheng mellom økt temperatur og mengden G. semen (Hagman et al., 2015). Humus i innsjøer absorberer lys og øker dermed temperaturen i vannet, som igjen påvirker temperatursjiktningen. Hvis temperaturen fortsetter å øke, og det skjer en økning i tilførsel av organisk materiale til innsjøer, kan forekomsten av denne algen fortsette å øke og ekspandere (Hagman et al., 2015). I tillegg kan gunstige vekstforhold som følge av klimaendringer øke tilgang på humus og høyere temperaturer, og som følge av det kan de føre til økt vekst av denne algen.

Visse metaller, for eksempel kalsium, magnesium og kalium, er essensielle makronæringsstoffer for vekst, utvikling og reproduksjon av planter, dyr og mikroorganismer i betydelige mengder (vanLoon & Duffy, 2017; Walker et al., 2012). Andre metaller som kobber, jern, mangan, nikkel og sink, er mikronæringsstoffer og kreves bare i mindre konsentrasjoner (Walker et al., 2012). Overskudd av disse metallene kan være giftig for organismer. Noen metaller, som kadmium og kvikksølv, er giftige selv i små mengder og kan skade de fleste organismer (vanLoon & Duffy, 2017; Walker et al., 2012). For å sammenligne toksisiteten til forskjellige tungmetaller bruker man noen biologiske arter som testobjekter gjennom en metode kalt biotesting. For eksempel, i eksperimenter med dafnier, kan tungmetaller rangeres i følgende rekkefølge: Hg > Ag > Cu > Zn > Cd > Co > Cr > Pb > Ni > Sn (P.A Ulahovich, 2013).

Et annet hjelpemiddel man kan bruke ved evaluering av toksiske effekter av metaller er veileder utarbeidet av Miljødirektoratet, M-608 - Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020 (Miljødirektoratet, 2020). Ved

evaluering av giftighet av metaller er både konsentrasjonen av de enkelte metallene og deres ulike tilstandsformer viktig å vurdere. Selv om ulike metaller ble funnet å opptre i ulike konsentrasjoner, var konsentrasjonene generelt lave. For å sammenligne med et referansepunkt, ble konsentrasjonene av metaller sammenlignet med tilstandsklasser vist i vedlegg A (Miljødirektoratet, 2020). Veilederen inneholder 5 ulike tilstandsklasser, som rangeres fra svært god til svært dårlig. De høyeste konsentrasjonene av alle metaller, bortsett fra konsentrasjonen av Pb som var i tilstandsklasse 3, ble funnet under tilstandsklasse II (som tilsvarer god) i henhold til veilederen. Med tanke på økologiske aspekter er det derfor lite å bekymre seg for konsentrasjoner av de metallene med hensyn til eventuelle toksiske virkninger, med unntak av Pb, som var 1.4-1.6 µg/l på alle 6 meter dyp. Basert på klassifiseringsveilederen vil ikke konsentrasjonene av Cr, Zn, Cu, Ni, Cd ha toksiske effekter på biota i Kutjern. Men det er likevel verdt å undersøke nærmere disse metallene og effekter som de kan gi ved langsiktig eksponering.

Det er av betydelig interesse å undersøke andre studier som gjelder eksponering av alger for tungmetaller selv om Miljødirektoratets veileder anser dem som ubetydelige. Spesiell oppmerksomhet bør rettes mot kobber på grunn av den påviste direkte forbindelsen mellom kobberkonsentrasjoner i innsjøer og veiforurensning, slik det ble påvist i en tidligere studie (Bækken, 2012). I vekstforsøket med eksponering for Cu ble det observert en betydelig nedgang i veksthastighet hos cyanobakterien *Planktothrix*, mens grønnalgen *Scenedesmus* og *Stichococcus* responderte i liten grad. IC₅₀, som er konsentrasjonen som reduserer vekstresponsen med 50%, var 2 µg Cu/l for *Planktothrix*. Zeng undersøkte biotilgjengelighet og toksisitet av Cu hos cyanobakterien *M. aeruginosa*, og fant ut at Cu-toksisiteten varierte med vannkvaliteten. Cyanobakterier var ekstremt sensitive for Cu sammenlignet med andre fytoplanktonarter, og toksiske nivåer ble bestemt til > 1-20 µg Cu/l. Men det var også forskjeller i følsomheten til Cu mellom cyanobakteriearter, for eksempel ble IC₅₀ påvist å være mellom 500-700 µg Cu/l hos *Anabaena torulosa* (Zeng, 2010). Garvey påviste at konsentrasjoner < 64 µg Cu/l ikke hadde noen effekt på algevekst eller andre metabolske funksjoner hos grønnalgen *Chlamydomonas reinhardtii*, men flagellfunksjonen ble negativt påvirket, noe som igjen kunne ha en effekt på konkurranseevnen i næringskjeden. (Garvey, 2012) Kronisk eksponering for lave Cu-nivåer kunne derfor føre til endringer i fytoplanktonsamfunn og påvirke beitende dyreplankton og andre organismer høyere i næringskjeden, (Le Jeune, 2006). I vårt tilfelle lå konsentrasjonen av Cu gjennomsnittlig rundt 1,8 -3 µg. Det foreligger ingen studier som har undersøkt sammenhengen mellom G.semen og Cu, og derfor er det usikkert om G.semen er tolerant overfor kobber, har egenskaper for å samle Cu i celler osv. Imidlertid kan det med noe sikkerhet konkluderes med at Cu kan påvirke artssammensetningen og skape mer gunstige betingelser for G.semen med hensyn til tilgjengelighet av ledige næringsstoffer, når noen av algene forlater vannsøylen.

Konsentrasjon av bly kan ha noe negativ påvirkning på G. Semen. I en studie av bly i konsentrasjon på 30 µg/l har man undersøkt hvordan bly påvirket

kloroplastfunksjonen i planter. Nivåene av klorofyll a og b ble målt i det første bladet på plantene. Resultatene viste at etter 14 dagers eksponering for blyioner, ble begge formene av klorofyll redusert. Videre ble det observert at med økende konsentrasjon av blyioner, var det en signifikant reduksjon i innholdet av både klorofyll a og b. Til slutt ble det også observert en reduksjon i forholdet mellom klorofyll a og b ved tilstedeværelse av overskudd av blyioner, noe som kan indikere at overgangen fra klorofyll a til b akselererte under påvirkning av metallet, eller at prosessen med nedbrytning av klorofyll a økte. (Eskova E.N, 2002).

En annen studie viser utførte eksperimenter for å teste effekten av en blanding av tunge metaller (kobber, sink, kadmium, bly) på alger og cyanobakterier. Det er testet vannløsning av de fire metallene på tre stammer av cyanobakterier og to stammer av alger. Den opprinnelige løsningen hadde en sammensetning av Cu 2000 ug/L; Zn 2000 ug/L; Cd 20 ug/L; Pb 100 ug/L. En løsning som bestod av 75% av den opprinnelige løsningen viste seg å ha en giftig effekt på veksten av alle testkulturene. Når konsentrasjonen av løsningen ble redusert med 2 størrelsesordener (til 0,75%), var det ingen giftig effekt. Ved en mellomliggende konsentrasjon av den opprinnelige løsningen (7,5%, altså 7,5 ug/L av Pb) ble det observert en delvis hemming av vekst, noe som betyr at det var en viss negativ effekt. (Ostroumov S.A., Kolotilova N.N., 2009).

Videre er det gjennomført en studie om effekten av bly (1, 5 - 10 av grenseverdi i Russland, altså 45 -300 µg/l) på morfologiske og funksjonelle egenskaper til den grønne encellede algen *Scotiellopsis terrestris*. Studien viste at høye konsentrasjoner av bly i miljøet førte til økt størrelse på cellene, endring i form og farge, reduksjon i antall og redusert innhold av klorofyll i cellene. (E.N. Patova, I.V. Novakovskaya, O.V. Zaitseva, D. Sivkov, 2018)

Det er viktig å ta hensyn til biotilgjengeligheten når man vurderer de toksiske effektene av bly på alger. Størsteparten av bly i vannforekomster finnes på partikulær og kolloidal form. Noe bly forekommer som kationer eller på labil form, imidlertid er det meste bundet til organiske forbindelser (Strømseng, 2014). Dette resultatet er i tråd med andre studier som viser at bly har en tendens til å binde seg til partikler. Egenskapene til vannsøylen, slik som pH-verdi, redoksforhold, partikkelstørrelsesfordeling, mengden organisk materiale og Fe/Mn-hydroksider, påvirker tilgjengeligheten av metaller for alger (Chapman et al., 1999). Disse faktorene kan også påvirke metallenes egenskaper, og dermed ha en innvirkning på organismenes evne til å absorbere dem.

Basert på overnevnte informasjon om bly, som viser relativt lave konsentrasjoner og binding av metallet i andre forbindelser, kan det antas at bly kan ha en begrenset negativ innvirkning på G. Semen. For å utvide undersøkelsen av toksisk påvirkning av bly på G. Semen, kunne det være hensiktsmessig å eksponere G. semen in situ for ulike konsentrasjoner av bly. Videre kunne man måle cellene, pigmentene og

energilagringene til G. Semen, og sammenligne disse resultatene med en kontrollgruppe.

I denne studien ble det også analysert toksisitet av metaller som ikke er oppført i Miljødirektoratets klassifiseringsveileder, men som likevel kan ha toksiske effekter. Andre metaller som ble funnet i Kutjern inkluderer kobolt og aluminium. Kobolt har ikke en verdi i klassifiseringsveilederen på grunn av manglende toksikologiske data, men en studie utført på ulike indikatorarter viste akutt toksisitet ved en konsentrasjon på 288 µg/l (Diamond et al., 1992). Selv om denne verdien er usikker og ikke brukes i veiledere, kan den være en indikator. Den høyeste verdien av kobolt som ble oppdaget var 1,4 µg/l, noe som er mye lavere enn den tidligere nevnte verdien på 288 µg/l, og toksisiteten er antageligvis lav.

Aluminium er et metall som kan være giftig for levende organismer avhengig av pH-nivået og de andre forbindelsene som er til stede. Aluminiumstoksisiteten øker ved lav eller høy pH (under 6 eller over 8) og når det er lite organisk materiale til stede (Gensemer & Playle, 1999). I Kutjern, der pH-verdien varierer mellom 6,2 og 7,4 (Saunes & Værøy, 2016) og det er en relativt høy konsentrasjon av organisk materiale, er det sannsynlig at det meste av aluminiumet er bundet og dermed har begrenset toksisitet for levende organismer.

Metalltoksisitet er høyest når metallene er i sin frie metallionform (Guibin Jiang, 2013). Høye konsentrasjoner av metaller og salter ble funnet i monimolimnion, noe som fører til høy salinitet og ionestyrke. Ved høy salinitet vil ofte metallene danne kloridkomplekser, noe som gjør dem mindre tilgjengelige for levende organismer. Flere studier har vist at toksisitet av metaller er omvendt proporsjonal med salinitet (Wright, 1995). I Kutjern er høy salinitet og kalsiumkonsentrasjonen derfor sannsynligvis en beskyttelse mot metalltoksisitet. Metallene vil være giftige bare hvis de er i kontakt med levende organismer, altså G. Semen.

Hvis sjiktningen i Kutjern blir mer ustabil, kan det føre til en mulig full sirkulasjon av innsjøen om høsten eller våren. Dette kan transportere de akkumulerte metallene og saltene til de øvre vannmassene, noe som kan øke konsentrasjonen av forskjellige metaller og salter som klorid og kalsium. Siden konsentrasjonene av metallene er lave, vil det sannsynligvis ikke føre til toksiske effekter.

5.5 Fosfor og fosfat

Det er flere faktorer som påvirker alger, og salt- og metall-påvirkning, er bare noen av dem (Saunes & Værøy, 2017). Saltsjiktning i innsjøen kan føre til utslipp av næringsstoffer fra sedimentene som en sekundær virkning (Saunes & Værøy, 2017). Reduserende forhold i hypolimnion kan føre til frigjøring av fosfat bundet til treverdige

jernhydroksider i sedimentet, noe som øker eutrofieringsprosessen (interngjødsling) (Tollan & Keeping, 2002). Hvis innsjøen har meromiktiske forhold, kan fosforet bli utilgjengelig og normalt ikke transporteres oppover i vannsøylen (Saunes & Værøy, 2017).

Når salter samler seg i bunnvannet, vil sirkulasjonsdypet reduseres (Bækken & Færøvig, 2004). I en situasjon med lite vind, vil bare vannmassene over sirkulasjonsdypet sirkulere, men i tilfelle av mer vind vil vannmassene under sirkulasjonsdypet blande seg med vannmassene over, og store mengder akkumulerte stoffer i dypvannet vil bli blandet inn i hele vannmassen (Bækken & Færøvig, 2004). Utslipp av fosfat kan da transporteres til de øvre vannmassene og øke primærproduksjonen drastisk med økt tilgang til næringsstoffer (Kjensmo, 1997; Novotny et al., 2008). Økt primærproduksjon vil føre til mer organisk materiale som sedimenterer og krever mer oksygen ved nedbrytning, noe som kan føre til anoksiske forhold i hypolimnion enda raskere (Tollan & Keeping, 2002). En slik forurensningssituasjon kan ha alvorlige konsekvenser for vannkvaliteten og de vannlevende organismene.

Resultatene bekrefter delvis hypotesen om at meromiksis i Kutjern har ført til oppsamling av fosfor i bunnen. Det var merkelig og overraskende at konsentrasjonen var så mye høyere i det øverste laget enn i bunnen. De høyere overflatekonsentrasjonene av fosfat ser ut til å være spesielt knyttet til remineralisering av organisk materiale under fytoplanktonoppblomstring. Totalfosfor (Tot-P) hadde imidlertid akkumulert i bunnen, noe som indikerer at fosfat i bunnen kan ha blitt bundet til sedimenter og annet materiale på bunnen.

Årsaken til Tot-P-akkumuleringen i bunnen og mangel på akkumulering av fosfat kan skyldes sorpsjon av fosfat til jernhydroksid, som dannes i oksygensonen før det synker ned i den anoksiske sonen (Hongve, 1997). Reduktiv desorpsjon av disse forbindelsene i anoksiske bunnvann kan hindres på grunn av redokskoblingen av Fe(II) som elektrondonor og Mn(VI) som elektronakseptor i blandede potensielle redoksreaksjoner. Hongve (1997) viste at jernoksid dannet seg i den anoksiske sonen i en meromiktisk innsjø på grunn av interaksjoner med mangan-syklus, noe som begrenset resirkulering av fosfor fra sedimentene. Dette var en viktigere prosess i innsjøen enn dannelse av Fe(II)sulfid og sannsynligvis er det som skjer i Kutjern også.

Tilstedeværelsen av grønne svovelbakterier og G. semen kan også være en viktig faktor som påvirker fordelingen av fosfat. Dannelse av jernsulfid kan for eksempel konkurrere med H₂S-opptak av GSB, og ytterligere begrense frigjøring av fosfat. (Wetzel, 2001).

G. semen begynte å dukke opp 20. juni, som var da fosfatkonsentrasjonene i monimolimnet ble redusert. Dette kan potensielt skyldes hypolimnetisk assimilering. Et slikt scenario er tidligere blitt funnet i en liten, stratifisert humussjø i Finland (Salonen og Rosenberg, 2000). Økninger i Tot-P på overflaten indikerer at G. semen

migrerer opp og gir overflatevannet fosfor (Salonen et al., 1984). Når blomstringen avtar og karbon til P-forholdet øker, vil mikrober i monimolimnion også ta opp fosfat, og potensielt bidra til mangelen på fosfatakkumulering (Hessen, 1992). Siden tilførselen av fosfat fra det næringsfattige nedbørsområdet er lav, virker det som om all fosfat som frigjøres fra sedimentene ved anoksisk desorpsjon, blir uttømt av G. semen- og GSB-opptak. Dette, sammen med mangantinteraksjoner med dannelse av jernhydroksid, er sannsynligvis det som hindrer fosfat å hope seg opp i monimolimnionet i Kutjernsjøen.

6 KONKLUSJON

Resultatene fra denne studien indikerer tydelig at Kutjern er meromiktisk og har trolig vært i denne tilstand i lang tid. Det ser ut til at de meromiktiske forholdene skyldes tilførsel av vegsalt fra både den gamle veien og nye E18, selv om tilførselen fra E18 var uventet. Sjukningen i innsjøen har en betydelig innvirkning på både kjemi og biota. Anoksiske forhold, kombinert med høye konsentrasjoner av klorid og høy konduktivitet, fører til at de fleste elementene er konsentrert i monimolimnion, som er et sjikt som etableres på en dybde på ca. 5 meter. Innsjøen har blitt påvirket av vegsalt, men nivåene av flere vegrelaterte metaller er ikke spesielt høye. De høyeste påviste konsentrasjonene er klassifisert som tilstandsklasse 3 og gjaldt bly, noe som kan ha toksiske effekter på biota. Imidlertid viser typiske forbindelser av bly i siltrikt vann en lav biotilgjengelighet av bly, noe som resulterer i fravær av negative effekter på G. Semen. Kobber er det andre av de metallene som potensielt kan ha negative effekter ved eksponering i lave konsentrasjoner over lang tid. Likevel er kobber også bundet til andre partikler, som senker dens toksiske effekter på alger, akkurat som i tilfellet med Pb. En fullstendig sirkulasjon av innsjøen vil derfor ikke føre til toksiske effekter av metaller på biota. Andre faktorer, for eksempel oksygenmangel, har større påvirkning på algevekst i innsjøen.

Resultatene fra undersøkelsen bekrefter delvis hypotesen om at meromiksis i Kutjern har ført til oppsamling av fosfor i bunnen. Imidlertid ble det funnet høye konsentrasjoner av fosfat i det øverste laget, noe som var overraskende. Totalfosfor hadde akkumulert i bunnen, og dette kan skyldes sorpsjon av fosfat til jernhydroksid dannet i oksygensonen før det synker ned i den anoksiske sonen. Tilstedeværelsen av grønne svovelbakterier og G. semen kan også påvirke fordelingen av fosfat, og det er sannsynlig at alt fosfat som frigjøres fra sedimentene ved anoksisk desorpsjon blir uttømt av G. semen- og GSB-opptak. Mangantinteraksjoner med dannelse av jernhydroksid kan også hindre fosfat å hope seg opp i monimolimnionet i Kutjernsjøen.

Det er også viktig å overvåke tilstanden til innsjøen på lang sikt for å kunne følge med på eventuelle endringer og tilpasse tiltakene deretter. Dette kan gjøres ved å gjennomføre regelmessige overvåkingsstudier av vannkvaliteten og økosystemet i innsjøen.

REFERANSER

- Achterberg, E. P., Van Den Berg, C. M., Boussemart, M. & Davison, W. (1997). Speciation and cycling of trace metals in Esthwaite Water: a productive English lake with seasonal deep-water anoxia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61 (24): 5233-5253. doi: [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(97\)00316-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(97)00316-5)
- Adams, N.M., Shukla, R., Smith, R.W., et al. (2014). Bioaccumulation of metals by green algae: potential for phytoremediation and impact on aquatic ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(22), 12658-12666.
- Amundsen, C., E. , French, H., Haaland, S., Pedersen, P., A. , Riise, G. & Roseth, R. (2008). Salt SMART. Miljøkonsekvenser ved salting av veger -en litteraturgjennomgang, 2535. Oslo: Statens vegvesen. 98 s
- 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: 22. februar 2022)
- Boehrer, B. og Schultze, M. (2008) «Stratification of lakes», *Reviews of Geophysics*, 46(2). doi: 10.1029/2006RG000210
- Bjørndalen, K., 1982. Gonyostomum semen – en ny problemalge? (Gonyostomum semen – a new nuisance alga?). *Limnos* 2: 4.
- Bortnikova, S; Gaskova O.; Airyants A, 2020: Teknogeniske innsjøer Tilgjengelig fra: <https://www.geokniga.org/bookfiles/geokniga-tehnogennye-ozera.pdf>, lest (lest 16.11.2022)
- 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. april 2022)
- Bækken, T. & Færøvig, P. J. (2004). Effekter av vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann, 106. Oslo: Statens Vegvesen
- 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.
- Cohen, A. S. (2003). *Paleolimnology. The History and Evolution of Lake Systems*. New York: Oxford University Press

Dolman AM, Rücker J, Pick FR, Fastner J, Rohrlack T, Mischke U, et al. (2012) Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. Tilgjengelig fra <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038757> (lest 16.11.2022)

Eloranta, P. & A. Räsänen, 1995. Light as a factor affecting the vertical distribution of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in lakes. Aqua Fennica 25: 15–22.

Gulati, R. D., Zadereev, E. S. & Degermendzhi, A. G. (2017). Ecology of Meromictic Lakes: Springer. Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-49143-1>.

Hansson, L. A., 1996. Behavioural response in plants: adjustment in algal recruitment induced by herbivores. Proceedings of the Royal Society of London 263: 1241–1244, Tilgjengelig fra <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.1996.0182> (lest 16.11.2022)

Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A., et al. (2015). Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015, NCCS report, 2/2015: Norsk klimaservicesenter (NKSS). 204 s.

Haaland, S., Turtumøygaard, S., Gjemlestad, L., J & Nytrø, T., E. (2012). Salt SMART. Vegsalt i innsjøer. Tålegrenser mht. kjemisk sjiktning, 120. Oslo: Statens vegvesen. 25 s.

Hauenstein, S., et al. (2012). Changes in phytoplankton community structure can lead to altered primary productivity in lakes. Freshwater Biology, 57(2), 301-312. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02707.x>

Hongve, D., Ø. Løvstad & K. Bjørndalen, 1988. *Gonyostomum semen* – a new nuisance to bathers in Norwegian lakes. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 23: 430–434.

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.

Kjensmo, J. (1997). The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjøen, southeastern Norway. Hydrobiologia, 347 (1-3): 151-159.

Kjølen Sportcenter. (2006). Prosjektbeskrivning. Tilgjengelig fra: http://www.overkolen.com/om_prosjektet.html (lest 16.11.2022).

Klimaservicesenter. (2017a). Klimaprofil Oslo og Akershus. Et kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning: Norsk klimaservicesenter. 8 s.

Klimaservicesenter. (2017b). Klimaprofil Østfold. Et kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning: Norsk Klimaservicesenter. 8 s

Kuznetsov, S.I., *Mikroflora ozer i ee geokhimicheskaya deyatel'nost'* (The Microflora of Lakes and its Geochemical Activity), Leningrad: Nauka, 1970.

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

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.

Lebret, K., E. S. Kritzberg, R. Figueroa & K. Rengefors, 2012b. Genetic diversity within and genetic differentiation between blooms of a microalgal species. *Environmental Microbiology* 14(9): 2395–2404 Tilgjengelig fra: <https://sfamjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1462-2920.2012.02769.x>, lest (lest 16.11.2022)

MacIntyre, S. & J. M. Melack, 1995. Vertical and horizontal transport in lakes: linking littoral, benthic and pelagic habitats. *J. n. am. Benthol. Soc.* 14: 599–615.

Mishra, A. K., Jha, B., & Jha, P. N. ,2008). Inhibition of photosynthesis, oxygen evolution, and chlorophyll fluorescence in marine microalgae by heavy metals. *Environmental Pollution*, 154(2), 254-263.

Magnuson, J. J., Crowder, L. B., & Medvick, P. A. (1979). Temperature as an ecological resource. *American Zoologist*, 19(1), 331-343.

Ostroumov S.A., Kolotilova N.N, 2018. Effekter av en blanding av tungmetaller (kobber, sink, kadmium, bly) på alger og cyanobakterier. Tilgjengelig fra: <https://istina.msu.ru/publications/article/1112850/> lest (lest 16.11.2022)

Patova, E.N., Novakovskaya, I.V., Zaitseva, O.V., & Sivkov, M.D. (2018), Vurdering av påvirkningen av blyforbindelser på morfologiske og funksjonelle parametere av grønnalgen *Scotiellopsis terrestris*. Tilgjengelig fra <https://ib.komisc.ru/ojs/index.php/vestnik/article/view/47> (lest 16.04.2023)

Pettersson, K. (1998) «Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes», *Hydrobiologia*, 373(0), s. 21–25. doi: 10.1023/A:1017011420035.

Riise, G., Krogstad, T., Blakar, I., Gjengedal, E., Haaland, S., Kristiansen, J., Naas, K., Reirerstad, T., Å, Romarheim, A., T, Rotsinda, J., et al. (2010). Akkumulering av næringsstoffer og spormetaller i Årungens sedimenter. Sedimentenes betydning som fosforkilde, 2/2010. Ås: Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB. 23 s.

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

Røyset, O., Lydersen, E., & Drogseth, E. (2014). Vegsaltingens påvirkning på vannmiljøet i Norge. Norsk institutt for vannforskning

Saunes, H. & Værøy, N. (2017). Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. *Vannkjemiske og biologiske undersøkelser 2016*, 565: Statens vegvesens rapporter. 51 s.

Sansalone, J. J. & Buchberger, S. G. (1997). Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water science and technology*, 36 (8-9): 155.

Schaller, T., Moor, H., C & Wehrli, B. (1997). Sedimentary profiles of Fe, Mn, V, Cr, As and Mo as indicators of benthic redox conditions in Baldeggersee. *Aquatic Sciences*, 59 (4): 345–361.

Snilsberg, P., Roseth, R. & Amundsen, C., E. (2002). Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning : undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg på ny E6 Korsegården-Vassum i Ås kommune i 2000 og 2001, 13/02 Ås: Jordforsk. Senter for jordfaglig miljøforskning. 53 s

Svendsen, Jan Harry (2017). Veien til førerkortet. Statens vegvesen, 38 (1) 253 s

Sygna, L. & O'Brien, K. (2001). Virkninger av klimaendringer i Norge: oppsummeringsrapport fra seminaret i Oslo, 30. og 31 oktober 2000. CICERO

Sunda, W. G., & Huntsman, S. A. 1995). Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. In *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems* (pp. 55-102). CRC Press.

Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. ,2013). *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press)

Stumm og Morgan (2012). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*"

Stockwell, J. D., et al. (2009). Evidence for a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in a temperate lake. *Ecology*, 90(1), 132-142. <https://doi.org/10.1890/07-1989.1>

Schindler, D. W., et al. (2010). Effects of climate warming and nutrient enrichment on the structure and function of lake food webs. *Limnology and Oceanography*, 55(5), 2005-2020. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.5.2005>

Report 2001:1. Tilgjengelig fra:
https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/192050/CICERO_Report_2001-01.pdf?sequence=1 (lest 27.04.2022)

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

Wold, S., Esbensen, K. and Geladi, P. (1987) *Principal Component Analysis. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 2, 37-52.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. 3 utg. San Diego: Academic Press

Wang, W. X., & Dei, R. C. (2006). Effects of copper and zinc on growth, photosynthesis, and pigment content of marine diatom *Thalassiosira pseudonana*. *Marine Pollution Bulletin*, 52(2), 220-227.

Wibetoe, G. (2020). *Kromatografi*. Store norske leksikon: snl.no. Available at: <https://snl.no/kromatografi> (lest 28.03.2022)

Zhao, S., Shi, X., Li, C., Zhang, H. & Wu, Y. (2014). Seasonal variation of heavy metals in sediment of Lake Ulansuhai, China. *Chemistry and Ecology*, 30 (1): 1-14.

Åstebøl, S. O., Kjølholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G. & Saunes, H. (2012). *Beregning av forurensning fra overvann*. Oslo: COWI. 68 s.

Vedlegg 1

Tabell A. Tilstandsklasser i ferskvann ($\mu\text{g/l}$). Tilgjengelig på: (<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>), Tilgangsdato: 25 april, 2023.

Navn på stoff	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Metaller					
Arsen	0 - 0,15	0,15 - 0,5	0,5 - 8,5	8,5 - 85	> 85
Bly	0 - 0,02	0,02 - 1,2	1,2 - 14	14 - 57	> 57
Kadmium	0 - 0,003	Fotnote 1	Fotnote 2	Fotnote 3	Fotnote 3
Kobber	0 - 0,3	0,3 - 7,8		7,8 - 15,6	> 15,6
Krom	0 - 0,1	0,1 - 3,4			> 3,4
Kvikksølv	0 - 0,001	0,001 - 0,047	0,047 - 0,07	0,07 - 0,14	> 0,14
Nikkel	0 - 0,5	0,5 - 4	4 - 34	34 - 67	> 67
Sink	0 - 1,5	1,5 - 11		11 - 60	> 60
PAH					
Naftalen	0 - 0,00066	0,00066 - 2	2 - 130	130 - 650	> 650
Acenaftilen	0 - 0,00001	0,00001 - 1,28	1,28 - 33	33 - 330	> 330
Acenaften	0 - 0,000034	0,000034 - 3,8		3,8 - 382	> 382
Fluoren	0 - 0,00019	0,00019 - 1,5	1,5 - 34	34 - 339	> 339
Fenantren	0 - 0,00025	0,00025 - 0,5	0,5 - 6,7	6,7 - 67	> 67
Antracen	0 - 0,004	0,004 - 0,1		0,1 - 1	> 1
Fluroanten	0 - 0,00029	0,00029 - 0,0063	0,0063 - 0,12	0,12 - 0,6	> 0,6
Pyren	0 - 0,000053	0,000053 - 0,023		0,023 - 0,23	> 0,23
Benzo(a)antracen	0 - 0,000006	0,000006 - 0,012	0,012 - 0,018	0,018 - 1,8	> 1,8

Vedlegg 2

Tabell B. Rå in situ-data som er målt i Kutjern: temperatur, oksygen, konduktivitet.

	Lokalitet	Dato	Dyp	Temperatur	O2	O2	Konduktivitet
Enhet	Kutjern		m	°C	mg/L	%	µS/cm
Fl.nr							
1	Kutjern	20.mai	0,50	12,3	10,07	97,0	109,5
2	Kutjern	20.mai	1	10,6	9,55	82,0	89,1
3	Kutjern	20.mai	2	7,4	7,47	66,5	127,7
4	Kutjern	20.mai	4	5,8	4,83	40,1	135,5
5	Kutjern	20.mai	6	4,5	0,03	0,2	1368
6	Kutjern	20.mai	8	4,2	0,01	0,1	1429
7	Kutjern	06.jun	0,50	20,2	10,23	115,8	78,3
8	Kutjern	06.jun	1	15,8	6,69	67,7	74,4
9	Kutjern	06.jun	2	8,3	4,35	37,8	131,5
10	Kutjern	06.jun	4	5,7	0,2	1,1	149,7
11	Kutjern	06.jun	6	4,6	0,01	0,1	1381,0
12	Kutjern	06.jun	8	4,3	0,01	0,1	1427,0
13	Kutjern	20.jun	0,50	19,4	8,29	94,6	82,3
14	Kutjern	20.jun	1	19,10	6,72	75,1	85,2
15	Kutjern	20.jun	2	10,8	2,03	17,2	132,3
16	Kutjern	20.jun	4	6	0,14	1,2	145
17	Kutjern	20.jun	6	4,7	0,01	0,1	1357
18	Kutjern	20.jun	8	4,4	0,01	0,1	1425
19	Kutjern	03.jul	0,50	20,1	9,34	104,1	88,2
20	Kutjern	03.jul	1	18,4	5,32	67,1	90,1
21	Kutjern	03.jul	2	11,2	0,01	0,2	137,4
22	Kutjern	03.jul	4	6	0,02	0,2	176,3
23	Kutjern	03.jul	6	4,7	0,01	0	1373
24	Kutjern	03.jul	8	4,4	0	0	1427
25	Kutjern	18.jul	0,50	22,4	8,24	97,5	92,2
26	Kutjern	18.jul	1	21,5	3,08	45,6	94,7
27	Kutjern	18.jul	2	13,2	0,02	0,1	135,3
28	Kutjern	18.jul	4	6,2	0	0	162,3
29	Kutjern	18.jul	6	4,8	0	0	1354
30	Kutjern	18.jul	8	4,6	0	0	1423
31	Kutjern	31.jul	0,50	18,30	6	64,65	79,3
32	Kutjern	31.jul	1	17,3	3,9	43	81
33	Kutjern	31.jul	2	15,4	0	0	113,1
34	Kutjern	31.jul	4	6,7	0	0	145,6
35	Kutjern	31.jul	6	5,1	0	0	1328

36	Kutjern	31.jul	8	4,8	0	0	1416
37	Kutjern	15.aug	0,50	18,3	7,75	87,7	68,5
38	Kutjern	15.aug	1	17,3	6,66	72,2	69
39	Kutjern	15.aug	2	13,8	0,33	3,1	119,4
40	Kutjern	15.aug	4	6,7	0,01	0,1	172,5
41	Kutjern	15.aug	6	5	0,01	0,1	1350
42	Kutjern	15.aug	8	4,7	0	0	1420
43	Kutjern	28.aug	0,50	14,6	7,08	73	89,2
44	Kutjern	28.aug	1	14,2	6,93	69	88,4
45	Kutjern	28.aug	2	13,7	6,41	63,1	88,3
46	Kutjern	28.aug	4	6,9	0,01	0,1	144,1
47	Kutjern	28.aug	6	5,1	0,01	0,1	1047
48	Kutjern	28.aug	8	4,8	0	0	1358
49	Kutjern	12.sep	0,50	16,9	7,49	82,8	86,6
50	Kutjern	12.sep	1	15,7	6,37	66,9	86,3
51	Kutjern	12.sep	2	13,3	0,35	2,8	89,1
52	Kutjern	12.sep	4	6,9	0	0	139,9
53	Kutjern	12.sep	6	5,2	0	0	1280
54	Kutjern	12.sep	8	4,8	0	0	1385

Tabell C. Rå data: pigmenter, fosfor (total og fosfat), DOC, klorioner og sulfationer.

	Lokalitet	Dato	Tot. P	Heteroxanthin	Diadinoxanthin	PO4-P	DOC	Cl	SO4
Enhet	Kutjern		µg/L	mAU/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Fl.nr									
1	Kutjern	20.mai	26,7	0,0	0,7	2,9	16	20	4,2
2	Kutjern	20.mai	27,5	0,0	1,1	3,6	17	20	3,5
3	Kutjern	20.mai	15,6	0,0	0,1	2,5	17	21	3,6
4	Kutjern	20.mai	14,2	0,0	0,0	2,5	16	33	3,7
5	Kutjern	20.mai	48,4	0,0	0,0	1,8	12	264	0,37
6	Kutjern	20.mai	107,7	0,0	0,0	4,4	11	281	<0.12
7	Kutjern	06.jun	26,5	0,0	0,6	3,8	19	12	2,9
8	Kutjern	06.jun	31,1	0,0	1,5	3,1	19	12	2,9
9	Kutjern	06.jun	21,6	0,0	0,4	3,2	18	15	3,5
10	Kutjern	06.jun	16,9	0,0	0,0	2,9	16	24	3,8
11	Kutjern	06.jun	46,6	0,0	0,0	2,5	11	278	0,20
12	Kutjern	06.jun	112,9	0,0	0,0	3,9	11	339	<0.12
13	Kutjern	20.jun	25,4	27,1	1,5	3,2	18	13	2,6
14	Kutjern	20.jun	34,4	56,2	3,0	4,8	18	13	2,6
15	Kutjern	20.jun	29,2	26,1	1,5	3,2	18	14	2,8
16	Kutjern	20.jun	16,1	0,0	0,1	2,7	16	25	3,8
17	Kutjern	20.jun	42,3	0,0	0,0	1,7	11	268	0,19
18	Kutjern	20.jun	76,7	0,0	0,0	2,8	11	348	<0.12

19	Kutjern	03.jul	27,7	24,9	1,2	3,6	18	14	2,5
20	Kutjern	03.jul	122,5	540,2	29,8	9,3	20	14	2,4
21	Kutjern	03.jul	26,9	0,0	1,1	4,0	18	19	3,7
22	Kutjern	03.jul	16,1	0,0	0,6	2,8	16	25	3,8
23	Kutjern	03.jul	41,4	0,0	0,4	2,0	12	275	0,20
24	Kutjern	03.jul	65,9	0,0	0,3	2,5	12	354	<0.12
25	Kutjern	18.jul	49,1	138,2	8,9	5,4	19	15	2,2
26	Kutjern	18.jul	55,0	198,6	12,5	6,2	18	14	2,1
27	Kutjern	18.jul	33,7	0,0	1,8	3,5	17	20	3,6
28	Kutjern	18.jul	16,2	16,5	0,9	2,2	15	25	3,7
29	Kutjern	18.jul	44,2	16,5	0,7	1,6	11	289	<0.12
30	Kutjern	18.jul	56,5	8,2	0,5	2,5	11	327	<0.12
31	Kutjern	31.jul	29,1	23,0	1,7	3,5	21	11	3,2
32	Kutjern	31.jul	27,8	29,3	1,2	2,7	21	11	3,2
33	Kutjern	31.jul	27,8	19,4	1,2	2,7	23	10	4,0
34	Kutjern	31.jul	15,8	16,9	0,7	2,5	16	25	3,7
35	Kutjern	31.jul	44,8	24,6	1,3	2,3	11	269	0,17
36	Kutjern	31.jul	57,2	0,0	0,5	2,0	11	326	0,14
37	Kutjern	15.aug	34,0	91,1	6,2	4,7	24	9	2,6
38	Kutjern	15.aug	34,6	81,6	4,8	4,7	24	9	2,7
39	Kutjern	15.aug	25,0	18,7	1,4	3,8	24	9	3,2
40	Kutjern	15.aug	16,5	12,4	0,8	2,2	15	25	3,4
41	Kutjern	15.aug	37,9	13,3	0,5	2,0	12	240	0,48
42	Kutjern	15.aug	58,1	13,1	0,7	2,0	11	523	0,22
43	Kutjern	28.aug	40,8	123,1	7,7	4,9	23	13	3,1
44	Kutjern	28.aug	35,8	111,9	7,1	5,3	22	13	3,0
45	Kutjern	28.aug	30,9	92,9	5,0	4,6	22	13	3,0
46	Kutjern	28.aug	19,4	19,8	1,4	2,4	15	27	2,8
47	Kutjern	28.aug	58,4	26,4	1,3	2,6	12	258	0,24
48	Kutjern	28.aug	61,5	14,4	0,8	2,0	12	339	0,14
49	Kutjern	12.sep	42,7	211,1	13,5	5,8	22	14	3,5
50	Kutjern	12.sep	67,2	462,7	29,7	9,0	23	13	2,5
51	Kutjern	12.sep	22,1	70,9	3,5	3,8	22	14	2,8
52	Kutjern	12.sep	18,7	35,7	2,1	2,4	15	25	2,7
53	Kutjern	12.sep	41,5	20,5	1,0	2,3	12	307	0,17
54	Kutjern	12.sep	52,0	0,0	0,4	2,3	13	331	0,23

Tabell D. Rådata: tungmetaller og S

	Lokalitet	Dato	Al	Ca	Fe	Mn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	S
Enhet	Kutjern		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L
Fl.nr														
1	Kutjern	20.mai	0,24	6,8	0,3	0,041	0,71	0,15	0	1,8	8,1	0,017	0,22	1,4
2	Kutjern	20.mai	0,26	6,7	0,32	0,042	0,85	0,16	0	1,8	8	0,018	0,25	1,4
3	Kutjern	20.mai	0,27	6,8	0,35	0,051	0,75	0,18	0,54	1,9	7,2	0,022	0,26	1,4
4	Kutjern	20.mai	0,26	7	0,43	0,074	0,64	0,24	0,71	1,7	7,9	0,012	0,26	1,4
5	Kutjern	20.mai	0,55	29	8,8	0,53	1,1	1,5	0,82	1,6	6,4	0,019	1,4	1
6	Kutjern	20.mai	0,48	34	8,6	0,48	1,7	0,85	1,6	1,4	3,8	0,011	0,73	0,88
7	Kutjern	06.jun	0,26	6,2	0,42	0,038	0,67	0,18	0	3	9,6	0,019	0,27	1,3
8	Kutjern	06.jun	0,27	5,6	0,34	0,04	0,61	0,19	0	2	6	0,012	0,28	1,2
9	Kutjern	06.jun	0,28	6	0,4	0,05	0,62	0,21	1,3	2,6	6,7	0,018	0,37	1,4
10	Kutjern	06.jun	0,26	7,1	0,44	0,07	0,91	0,2	0	1,8	8,1	0,018	0,29	1,5
11	Kutjern	06.jun	0,54	31	8,8	0,5	1,2	1,2	0,7	1,5	5,9	0,016	1,1	1
12	Kutjern	06.jun	0,48	34	8,9	0,48	1,5	0,78	2,1	1,4	4,1	0,014	0,8	0,9
13	Kutjern	20.jun	0,24	6,3	0,41	0,057	0,83	0,23	0,59	2	5,3	0,011	0,23	1,1
14	Kutjern	20.jun	0,23	6	0,36	0,055	0,69	0,26	0,69	2	5,4	0,014	0,21	1,1
15	Kutjern	20.jun	0,27	6,3	0,41	0,076	0,61	0,28	0	2,2	5,7	0,015	0,24	1,2
16	Kutjern	20.jun	0,27	6,8	0,48	0,12	0,71	0,39	0	1,8	8,5	0,013	0,25	1,4
17	Kutjern	20.jun	0,55	30	9	0,52	1,2	1,4	1,5	1,6	6,2	0,021	1,3	0,95
18	Kutjern	20.jun	0,49	35	8,9	0,48	1,2	0,84	1,4	1,4	3,9	0,013	0,76	0,85
19	Kutjern	03.jul	0,22	6,6	0,4	0,044	0,65	0,2	0	2	4,1	0,0083	0,17	1
20	Kutjern	03.jul	0,21	6,6	0,42	0,06	0,62	0,26	0,79	2	6	0,015	0,19	1,7
21	Kutjern	03.jul	0,28	7,1	0,63	0,18	0,67	0,84	0,55	2,2	6	0,013	0,33	1,3
22	Kutjern	03.jul	0,26	6,6	0,51	0,12	0,58	0,41	0	1,8	8,3	0,014	0,24	1,4
23	Kutjern	03.jul	0,55	30	8,9	0,52	1,1	1,3	1	2,5	6,3	0,018	1,3	1

24	Kutjern	03.jul	0,49	34	8,8	0,47	1,2	0,8 4	1,4	1,6	4,8	0,86	0,8	0,91
25	Kutjern	18.jul	0,18	7	0,5	0,05 1	0,5	0,2 2	0	1,8	3,7	0,008 3	0,1 7	1
26	Kutjern	18.jul	0,18	6,8	0,42	0,04 6	0,8 6	0,1 9	0,8 1	1,9	4,1	0,007 6	0,1 6	1,1
27	Kutjern	18.jul	0,3	7,5	0,62	0,22	0,5 8	0,9 6	0,8 7	2,1	5,4	0,074	0,3 1	1,4
28	Kutjern	18.jul	0,26	6,7	0,56	0,13	0,5 9	0,4 5	0,7 4	1,8	8	0,024	0,2 7	1,4
29	Kutjern	18.jul	0,53	31	9	0,52	1,2	1,3	1,2	1,5	5,9	0,014	1,2	0,95
30	Kutjern	18.jul	0,5	34	8,8	0,48	1,2	0,8 5	1	1,4	3,7	0,012	0,7 8	0,87
31	Kutjern	31.jul	0,31	6,5	0,51	0,08 7	0,6 5	0,4	0,8 9	2	5,9	0,023	0,4 4	1,3
32	Kutjern	31.jul	0,3	6,4	0,45	0,08 3	0,6 7	0,4 1	0,5 5	2,1	5,6	0,042	0,4 2	1,3
33	Kutjern	31.jul	0,37	6,7	0,51	0,12	0,8 1	0,5 6	0	2,5	7,1	0,028	0,5 4	1,6
34	Kutjern	31.jul	0,32	6,8	0,65	0,13	1,3	0,4 1	0	1,7	7,5	0,015	0,2 9	1,4
35	Kutjern	31.jul	0,55	29	9,1	0,54	1,8	1,5	1,1	1,7	6,7	0,2	1,4	1
36	Kutjern	31.jul	0,52	33	8,6	0,48	1,8	0,8 8	1,2	1,4	4	0,01	0,8 1	0,95
37	Kutjern	15.au g	0,34	6,2	0,56	0,06 8	1,4	0,3 8	0,8 1	2,4	5,8	0,019	0,4 3	1,2
38	Kutjern	15.au g	0,63	6,1	0,51	0,06 6	1,2	0,3	1,2	2,3	5,6	0,017	0,3 7	1,2
39	Kutjern	15.au g	0,34	5,9	0,55	0,11	0,6 1	0,5 2	0,7	2,4	5,8	0,02	0,5	1,3
40	Kutjern	15.au g	0,28	7	0,78	0,14	0,7 5	0,5 7	0,8 3	1,9	8	0,01	0,4	1,5
41	Kutjern	15.au g	0,51	26	7,9	0,52	2,4	1,5	0,8 6	1,9	7,1	0,024	1,3	1
42	Kutjern	15.au g	0,51	35	9,2	0,5	1,4	0,8 4	1,6	1,5	4	0,027	0,8 3	0,91
43	Kutjern	28.au g	0,29	7	0,66	0,09	0,8 6	0,4 2	0,6 2	2,1	5,3	0,019	0,3 4	1,4
44	Kutjern	28.au g	0,31	6,8	0,58	0,08 7	1,1	0,4 7	0	2,2	5,6	0,01	0,3 6	1,5
45	Kutjern	28.au g	0,3	6,8	0,58	0,08 8	1,3	0,4 4	0	2,3	5,2	0,018	0,3 3	1,3
46	Kutjern	28.au g	0,38	7,4	1,1	0,2	1,3	0,8 4	0,7 4	1,9	8,5	0,017	0,5 1	1,3
47	Kutjern	28.au g	0,56	29	8,8	0,55	1,6	1,6	1,9	1,7	6,8	0,024	1,4	1,1
48	Kutjern	28.au g	0,51	34	9,2	0,49	1,6	0,8 4	1,7	1,5	4	0,014	0,8 2	0,91
49	Kutjern	12.se p	0,25	6,6	0,45	0,06	1,2	0,3 1	0,6 5	1,9	4,8	0,022	0,2 3	1,2

50	Kutjern	12.se p	0,26	6,8	0,44	0,05 9	1,6	0,3 1	1,3	2	5,6	0,01	0,2 4	1,5
51	Kutjern	12.se p	0,27	6,8	0,43	0,06 4	0,9 8	0,2 9	0,5 4	2	4,7	0,016	0,2 2	1,2
52	Kutjern	12.se p	0,29	7,3	1,1	0,16	0,6 6	0,6 7	0,7 4	1,6	7,6	0,013	0,4 3	1,3
53	Kutjern	12.se p	0,53	31	8,9	0,51	1,8	1,2	1,2	1,5	5,6	0,014	1,1	1
54	Kutjern	12.se p	0,51	35	9,2	0,5	1,2	0,8 7	1,3	1,5	4	0,01	0,8 1	1



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway