



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Fordeling og økologisk betydning av spormetaller i en humøs og vegnær innsjø gjennom en sommersesong

Distribution and Ecological Impact of Trace Metals
in a Humic Lake Adjacent to a Road Through a
Summer Season

Hanna Refsnes Brubæk

Miljø og naturressurser

Forord

Med denne oppgaven fullfører jeg en master i miljø og naturressurser ved NMBU. I løpet av disse to årene har jeg lært mye og blitt kjent med mange flotte mennesker, noe jeg er veldig takknemlig for. Oppgaven er økonomisk støttet av Statens Vegvesen, og jeg vil takke for at de har gjort masteroppgaven mulig.

Jeg vil takke mine veiledere Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack for råd og tilbakemeldinger gjennom skriveprosessen. Takk til Eivind Molverersmyr for tålmodig assistanse under laboratoriearbeidet. Takk til øvrig laboratoriepersonell ved vann- og jordlaben for gjennomføring av diverse analyser. Jeg vil også takke alle medstudenter på lesesalen på jordfagbygningen for et fantastisk sosialt fellesskap under skriveperioden. Vi har gjort hverandre gode, og masterskrivingen hadde ikke blitt det samme uten dere. En spesiell takk til Lill Katrin Gorseth for assistanse under feltarbeidet og oppklarende faglige samtaler. Til slutt vil jeg takke kjæresten min Magnus Jervan for all hjelp og støtte.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 16. mai 2022

Hanna Refsnes Brubæk

Sammendrag

Denne oppgaven tar for seg fordeling og økologisk betydning av spormetaller i en vegnær og humøs innsjø, eksemplifisert av Oppegårdstjern i Frogn kommune. I overflødige konsentrasjoner kan spormetaller føre til negative effekter for akvatisk liv, da flere metaller er toksiske allerede ved svært lave konsentrasjoner. Klimaendringer kan skape ytterligere problemer for vannkvaliteten i boreale innsjøer, ettersom økt avrenning transporterer mer metaller fra nedbørfeltet. Feltarbeidet ble gjennomført fra mai 2021 til august 2021, hvor det ble tatt vannprøver hver 14. dag over en firemånedersperiode. Prøver av sedimenter, bunndyr, makrofytter og plankton ble tatt 16. august.

Det ble funnet relativt lave konsentrasjoner av metaller i vannmasser og sedimenter. Det tyder på at mye av metallene holdes tilbake i nedbørfeltet. Nivåene var tilsvarende andre vegnære innsjøer i Sørøst-Norge. Trendanalyser av oksygennivåer viser utvikling av en oksygengradient etter tydeligere dannelse av temperatursjiktning utover sesongen. Ut i fra målingene ble det ikke påvist saltsjiktning som følge av avrenning av vegsalt. Det ble påvist anrikning av Fe, Mn og Co i bunnvannet mot slutten av sommeren, noe som skyldes at disse elementene er redokssensitive og lekker ut fra sedimentene ved oksygenmangel. En mer gradvis anrikning ble påvist for Cd, Zn og Pb i bunnvannet, og betydningen av andre faktorer enn oksygen vurderes i oppgaven. Basert på dataene var det ingen tydelige utviklingstrender for Cu, Cr, og Ni. Det var jevnt høye konsentrasjoner av DOC gjennom vannmassene (13-14 mg/L), men manglende korrelasjon mellom DOC og metaller indikerer at DOC ikke en viktig styrende faktor for metallfordeling i Oppegårdstjern. DOC kan likevel være av betydning for mobilitet og transport av spormetaller fra nedbørfeltet, noe som belyses av liknende studier fra boreale systemer. Det ble funnet generelt lavere metallkonsentrasjoner i bunndyr og makrofytter enn i sedimentene, som indikerer lav biotilgjengelighet. I flere makrofytter ble det funnet relativt høyt opptak av Cu sammenliknet med andre spormetaller, som stemmer overens med andre studier. Det ble funnet forskjellige konsentrasjoner av samme metall i ulike makrofytter. I oppgaven trekkes det frem i hovedsak to mulige årsaker til dette, evnen til å ta opp metaller fra vannfase og sedimenter, og varierende translokasjon mellom røtter og skudd.

Denne oppgaven belyser noen sentrale faktorer som påvirker fordelingen av spormetaller i Oppegårdstjern, og det er gjort rede for vertikale utviklingstrender gjennom sesongen. I framtiden kan klimaendringer og økt press fra antropogene aktiviteter i nedbørfeltet påvirke tilførsler, fordeling og biologisk opptak av spormetaller i boreale innsjøer. Det er derfor viktig med jevnlig overvåkning av disse systemene

Summary

This thesis addresses the distribution and ecological impact of trace metals in a humic lake near a road, exemplified by Oppegårdstjern in Southeastern Norway. In excessive concentrations, trace metals can have a negative impact on aquatic life, as several are toxic already at very low levels. Climate change can cause additional problems for water quality in boreal lakes, as an increase in runoff will lead to an increased transport of trace metals from the catchment. The field work was conducted from May 2021 to August 2021, and water samples were obtained every 14th day during a four-month period. Samples of sediments, benthic organisms, macrophytes and plankton were obtained 16th of August.

It was found relatively low concentrations of trace metals in the water bodies, indicating that a large fraction is retained in the catchment. The levels were in accordance with other road-near lakes in Southeastern Norway. Trend analyses of oxygen levels shows formation of an oxygen gradient after a temperature stratification gradually was established over the summer. Based on the data, a salinity stratification from road salt runoff could not be detected. An enrichment of Fe, Mn and Co was found in hypolimnion towards the end of summer, as the redox sensitivity of these elements causes them to leak from the sediments during anoxic conditions. A gradual enrichment of Cd, Zn and Pb in hypolimnion was detected, and the importance of other factors than oxygen is considered. Based on the data there were no clear development trends for Cu, Cr or Ni. There were consistently high concentrations of DOC through the water bodies. There was no correlation between DOC and trace element, suggesting that DOC is not a controlling factor for trace metal distribution in Oppegårdstjern. DOC could still affect trace metal mobility and transport from the catchment, which is emphasized in other studies from boreal systems. In general, the trace metal concentrations in macrophytes and benthic organisms were lower than in the sediments, indicating limited bioavailability. The concentrations of Cu in macrophytes were considerably higher than other trace metals, suggesting an efficient uptake of this element. It was found significant concentration differences of the same metals between different macrophytes. This study suggests two possible causes: Varying biological uptake from water and sediments, or varying translocation between roots and shoots.

This thesis highlights some important factors affecting distribution of trace metals in Oppegårdstjern, based on vertical development trends. In the future, climate change and increased anthropogenic activities in the catchment can affect trace metal loading, distribution, and biological uptake in boreal lakes. Regular monitoring will therefore be important.

Innhold

1. Introduksjon.....	1
1.1 Klimaendringer og vannkvalitet	1
1.2 Spormetaller	2
1.3 Vegforurensning.....	4
1.4 Bakgrunn og formål.....	5
2. Områdebeskrivelse	6
3. Materiale og metode.....	9
3.1 Værdata	9
3.2 Feltarbeid og klargjøring til analyser	9
3.2.1 Temperatur, konduktivitet og oksygeninnhold.....	9
3.2.2 Vannprøver.....	9
3.2.3 Innsamling av sedimenter zooplankton, fytoplankton, makrofytter og bunndyr.....	10
3.3 Laboratorienalyser.....	10
3.3.1 Kationer fra filtrerte vannprøver	10
3.3.2 Anioner fra filtrerte vannprøver	10
3.3.3 Løst organisk karbon (DOC).....	11
3.3.4 Zooplankton, fytoplankton, makrofytter, bunndyr og sedimenter.....	11
3.4 Databehandling og statistiske analyser.....	11
4. Resultater.....	13
4.1 Værdata	13
4.2. Temperatur, oksygen, konduktivitet og DOC	15
4.3 Na, Cl, og Ca	18
4.4 Spormetaller i vannfasen	19
4.4.1 Temporale og vertikale utviklingstrender.....	19
4.4.2 PCA	23
4.5 Fytoplankton og zooplankton.....	24
4.6 Sedimenter, bunndyr og makrofytter.....	24
5. Diskusjon.....	27
5.1 Fordeling og faktorer som påvirker tungmetaller i Oppegårdstjern	27
5.1.1 Nedbør	27
5.2.1 Temperatursjiktning og oksygenforhold	27
5.1.2 Organisk materiale.....	29
5.1.2 Potensiell vegforurensning	30
5.3 Økologisk betydning av tungmetaller	31
5.3.2 Opptak i bunndyr.....	32
5.3.3 Opptak i makrofytter	33
5.4 Samlet vurdering og framtidige utfordringer	34

6. Konklusjon	36
7. Litteratur	37
8. Vedlegg	42

Liste over vedlegg

Vedlegg I: Kart over løsmasser

Vedlegg II: LOD og LOQ for kationer analysert med ICP-MS og ICP-OES

Vedlegg III: Nedbørsdata værstasjon Ås

Vedlegg IV: Rådata temperatur, oksygen og konduktivitet

Vedlegg V: Rådata DOC, Cl og SO₄

Vedlegg VI: Rådata Al, Ca, Fe, Mn, Na og S

Vedlegg VII: Rådata Zn, Cd, Pb, Cr, Co, Ni og Cu

Vedlegg VIII: Økologiske tilstandsklasser for spormetaller i vann og sedimenter

Vedlegg IX: PCA

Vedlegg X: Spearmans rangkorrelasjonskoeffisient

Vedlegg XI: Beregning av metallkonsentrasjon i fyttoplankton og zooplankton

Vedlegg XII: Metallkonsentrasjoner i sedimenter, bunndyr og makrofytter

Vedlegg XIII: Signifikansverdier for forskjeller i spormetallkonsentrasjon mellom ulike makrofytter

Vedlegg XIV: Konsentrasjon av metaller i vegnære innsjøer i Sørøst-Norge

1. Introduksjon

Forurensing av ferskvann er et globalt problem som krever oppfølging på grunn av de negative effektene som kan ramme både mennesker og miljø (Manahan, 1994). EUs vanddirektiv fra 2000 har som hovedmål å forvalte vannforekomster på en bærekraftig måte, samt. å iverksette tiltak dersom miljøtilstanden i ikke imøtekommer fastsatte kriterier (Vannportalen, 2021a) Vanddirektivet ble iverksatt i norsk regelverk i 2007 som Vannforskriften (Vannportalen, 2021b). Den fastslår at «tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenoprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand(...)» (Vannforskriften, 2007).

1.1 Klimaendringer og vannkvalitet

Kunnskap om kilder, transport, opptak og effekt av vannforurensninger er viktig for å kunne håndtere forurensningsproblemene på en miljømessig og økonomisk akseptabel måte (Manahan, 1994). Klimaendringer skaper ytterligere utfordringer for vannkvalitet ved å påvirke blant annet hydrologiske mønstre, mobilisering og transport av forurensninger, karbonbalanse og økologisk/kjemisk status i overflatevann (Visser *et al.*, 2012; Whitehead *et al.*, 2009). Innsjøer er gode indikatorer på klimaendringer fordi de er sensitive systemer som raskt responderer på endringer i vær og miljø (Adrian *et al.*, 2009; Schindler *et al.*, 1996).

De spesifikke effektene av klimaendringer på vannkvalitet avhenger av geografisk plassering og regionale klimaforhold. Ulike klimamodeller beskriver forskjellige scenarioer for nedbørsmengder i Norden/Fennoskandia, men det er enighet om at det vil være flere og mer intense nedbørsperioder i nærmeste framtid, særlig om høsten og vinteren. (Hanssen-Bauer *et al.*, 2005; Vormoor, Bronstert og Heistermann, 2015). Økt nedbør vil skape videre endringer i den hydrologiske syklus i form av økt avrenning til innsjøer og andre vannforekomster. Avhengig av miljøforhold og aktivitet i nedbørfeltet kan økt avrenning medføre økt transport av blant annet næringsstoffer, organisk materiale og forurensninger fra nedbørfelt til resipient (Arheimer *et al.*, 2005; Eklöf *et al.*, 2012; Larsen, Andersen og Hessen, 2011).

I boreale innsjøer vil økt nedbør forventes å gi økt mobilisering av organisk materiale fra jordsmonnet i nedbørfeltet (de Wit *et al.*, 2016). Løst organisk karbon (DOC) er et mål på løst organisk materiale (DOM), og er den vannkvalitetsparameteren som har hatt størst endring i nordlige innsjøer siden 1984 (Weyhenmeyer, 2008). Økt DOC kan medføre en rekke effekter for vannkvalitet og ferskvannøkologi, deriblant lysbegrensning for primærprodusenter,

forlenget temperatursjiktning om sommeren, og lengre perioder med anoksiske forhold i hypolimnion (Caplanne og Laurion, 2008; Couture *et al.*, 2015; Thrane, Hessen og Andersen, 2014). DOC påvirker dessuten mobiliteten til kationer, og kan transportere de ut i vannforekomster ved avrenning i nedbørfeltet og holde de i løsning (Tranvik og Wachenfeldt, 2009). DOC interagerer for eksempel med en rekke spormetaller, og i naturlige miljøer er mesteparten av spormetaller kompleksbundet til kolloider (Gilmour og Riedel, 2009).

1.2 Spormetaller

Spormetaller forekommer naturlig i miljøet pga. erosjon og gradvis oppløsning av berggrunnen, men en rekke antropogene aktiviteter kan øke mobiliseringen og skape potensielt toksiske konsentrasjoner i akvatiske miljøer (Gilmour og Riedel, 2009). Spormetaller transporteres til innsjøer ved direkte atmosfærisk avsetning eller avrenning fra nedbørfeltet (Tulonen *et al.*, 2006). Både regionale klima- og værforhold og lokale forhold i nedbørfeltet er derfor av betydning for mengden spormetaller som tilføres en spesifikk vannforekomst. Sentrale egenskaper ved nedbørfeltet som kan ha betydning for metallkjemi er blant annet størrelse og topografi, mengden metaller i geologisk opphavsmateriale, mengden organisk materiale i jordsmonn, nettverk av bekker og elever, og antropogene punktkilder (Skjelkvåle *et al.*, 2001; Tulonen *et al.*, 2006).

Innsjøer er komplekse dynamiske systemer med mange kjemiske og biologiske variabler som kan påvirke metallkjemien. Oppførsel og egenskaper til spormetaller i innsjøer henger i stor grad sammen med spesiering, dvs. hvilke kjemiske tilstandsformer metaller befinner seg i og hvordan de fordeler seg mellom vann, sedimenter og biota (Manahan, 1994). Spormetaller i vannfasen eksisterer hovedsakelig i tre størrelsesformer: løst, kolloidalt og partikulært (Nystrand *et al.*, 2012). Løste metallioner er generelt mest mobile og biotilgjengelige, partikulære metaller er lite biotilgjengelig og sedimenteres raskt, mens kolloidale metaller har varierende biotilgjengelighet og løselighet, avhengig av liganden (Gilmour og Riedel, 2009; Magalhães *et al.*, 2015). Innsjøen styres metaller blant annet av naturlig organisk materiale (NOM), redoksforhold, pH, temperatur, ionestyrke og mikrobiell transformasjon (Gilmour og Riedel, 2009; Manahan, 1994).

NOM er en av de viktigste faktorene som kontrollerer konsentrasjon og fordeling av spormetaller i boreale innsjøer (Skjelkvåle *et al.*, 2001). Spormetaller kan danne reversible komplekser med forskjellige typer organiske og uorganiske ligander, hvor særlig NOM er av betydning (Gilmour og Riedel, 2009). Mesteparten av NOM i boreale innsjøer består av løst

organisk karbon (DOC), som er et mål på konsentrasjonen av humus og andre løste organiske forbindelser (von Wachenfeldt og Tranvik, 2008). Humus er rester av nedbrutt organisk materiale, og kan blant annet påvirke vannkvaliteten ved å utveksle kationer med frie vannmasser. Binding mellom humus og metaller kan skje både ved kompleksdannelse til ett sete og kompleksbinding til flere seter, og involverer ofte hydroksyl- eller karboksylgrupper på humusforbindelsen (Manahan, 1994). Konsentrasjonen av konkurrerende kationer (f.eks. Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ og H^+) påvirker evnen humus og andre organiske ligander har til å binde spormetaller, og dermed hvor stor andel som forblir løst i vannmassene og som kan være biotilgjengelige (Fasfous *et al.*, 2004; Magalhães *et al.*, 2015; Manahan, 1994).

Partikulært materiale i frie vannmasser har også høy affinitet for spormetaller ved adsorpsjon. Disse adsorpsjonsprosessene bidrar til at en stor andel metaller i vannfasen felles ut, og gjør at konsentrasjonen av metaller i sedimentene generelt er betydelig høyere enn i overflatevann (Gilmour og Riedel, 2009). Fordelingen av spormetaller mellom partikler og vannfase varierer blant ulike spormetaller, og påvirkes dessuten av vannkjemi, særlig pH (Gilmour og Riedel, 2009). Endring i vannkvalitet i bunnvannet kan remobilisere sedimenterte spormetaller tilbake til vannfasen, og på den måten kan sedimenter fungere som en lokal kilde for spormetaller i innsjøen (Manahan, 1994).

Utlekking av metaller fra sedimentene styres i stor grad av redoksforhold, som påvirker løselighet og biotilgjengelighet av en rekke metaller (Magalhães *et al.*, 2015). Redoksreaksjoner avhenger av tilgangen på oksygen, og i dimiktiske innsjøer blir ofte bunnvannet (hypolimnion) tømt for oksygen under sommer- og vinterstratifisering grunnet manglende sirkulasjon av vannmassene (Wetzel, 2001). I aerobt overflatevann er det oksiderte valenstilstander av metaller som dominerer, mens i oksygenfritt bunnvann blir de redusert (Gilmour og Riedel, 2009). Hvorvidt oksiderende eller reduserende forhold øker løselighet og biotilgjengelighet avhenger metallet. For eksempel er den redusert Fe(II) mye mer løselig enn oksidert Fe(III), som raskt felles ut og er lite biotilgjengelig. (Gilmour og Riedel, 2009).

Økte tilførsler av spormetaller til innsjøer kan ha flere økologiske konsekvenser, avhengig av metallens fysiokjemiske egenskaper. Spormetaller kan være både essensielle og ikke-essensielle, dvs. om de har en biologisk funksjon hos organismer eller ei. For eksempel er Fe, Cu, Mn og Zn, Se, Co og Cr essensielle hos de fleste organismer (Gilmour og Riedel, 2009). Metaller som Cr, Ni, Mo og W har spesifikk funksjoner hos en begrenset gruppe organismer, mens Ag, Pb og Hg ikke har noen påvist biologisk funksjon (Gilmour og Riedel, 2009). De ikke-essensielle spormetallene kan skape toksiske effekter ved svært lave konsentrasjoner, men

overflødig nivåer av både essensielle og ikke-essensielle metaller kan ha negative effekter for organismer og økosystem (Manahan, 1994). Akkumulering av spormetaller i næringskjeden kan skje ved oppkonsentrering fra omliggende vann eller sedimenter, eller ved bioakkumulering fra matkilden (Tulonen *et al.*, 2006). Nivåene av spormetaller i akvatiske organismer kan måles for å få en bedre forståelse av biotilgjengelighet, opptaksmekanisme og trofisk overføring.

1.3 Vegforurensning

Med de miljømessige konsekvensene spormetaller kan ha er det viktig å ha kjennskap til kilder som kan skape overflødig og potensielt toksiske konsentrasjoner. Vegforurensning kan være en viktig kilde til spormetaller for vegnære innsjøer, og de kan stamme både fra anleggsfasen og fra drift- og vedlikeholdsfasen. De viktigste utslippskildene av metaller fra driftsfasen er bremsing, dekk og asfaltslitasje (Sörme, Bergbäck og Lohm, 2001). Sprenging bearbeiding, materialtransport og berginjeksjon fra anleggsfasen øker mobiliseringen av metaller fra berggrunnen (Kolbenstvedt, Solheim og Amundsen, 2000; Meland, 2010). De viktigste transportmekanismene for vegforurensning til miljøet er overflateavrenning og lufttransport (Folkeson *et al.*, 2009). De fleste spormetaller avsettes i umiddelbar nærhet til forurensningskilden, og konsentrasjonen reduseres derfor raskt med økende avstand (Sahu og Basti, 2020). Spormetaller fra vegforurensning vil derfor først havne i grøfter og vegkanter, hvor interaksjon med jordsmonnet påvirker spesiering og mobilitet (Young, 2012). Transport av spormetaller ved overflateavrenning påvirkes av vær- og klimaforhold, miljøegenskaper, tetthet av vegetasjon, og mengden og egenskaper til metallene som tilføres fra de ulike kildene (Folkeson *et al.*, 2009; Meland, 2010; Viard *et al.*, 2004).

I tillegg til direkte utslipp av metaller fra vegforurensning, kan bruk av vegsalt føre til økt mobilisering av spormetaller fra jordsmonnet i vegkanten. Dette skjer både fordi kationer (hovedsakelig Na^+) i saltet konkurrerer med spormetaller om kationbyttekapasitet (CEC), og fordi anioner (hovedsakelig Cl^-) danner løselige komplekser med metaller og hindrer dem i å bindes til partikler og kolloider (Amrhein, Strong og Mosher, 1992). Vegsalt transportert ut i vannforekomster kan også føre til økt remobilisering av metaller fra sedimentene (Bäckström *et al.*, 2004; Meland, 2010). Høye tilførsler av vegsalt til innsjøer kan også føre til at det dannes saltsjiktning, og en mer langvarig lagdeling av vannmassene om vår og sommer. Vann med høy ionisk styrke har høyere tetthet, og vil synke til bunns og hindre lagene i vannmassen fra å sirkulere. Dette kan føre til lengre perioder med oksygenmangel i hypolimnion, med påfølgende effekter for metallkjemi.

1.4 Bakgrunn og formål

Formålet med oppgaven er undersøke tilførsel, fordeling og økologisk betydning av spormetaller i en humøs og vegnær innsjø. Det er interessant å undersøke nåværende status i innsjøen både med tanke på fremtidige klimaendringer som kan påvirke transport og mobilisering av spormetaller, og i forkant av en planlagt vegutbygging som en viktig arealpåvirkning. Oppgaven vil bidra med informasjon om boreale innsjøers motstandsdyktighet og sårbarhet mot potensielle forurensninger i en tid hvor klimaendringer vil ha stadig større betydning for vannkvaliteten. Oppegårdstjern er valgt som modell fordi det er en typisk boreal innsjø i nærheten av en veg som potensielt kan være kilde til metallforurensning. Langs RV23 (Måna-Vassum) er det i tillegg planlagt utvidelse til 4-feltsveg i forbindelse med Oslofjordforbindelsen – byggetrinn 2. Oppgradering av vegstrekningen kan medføre ytterligere vegavrenning og forurensning med vegsalt og metaller.

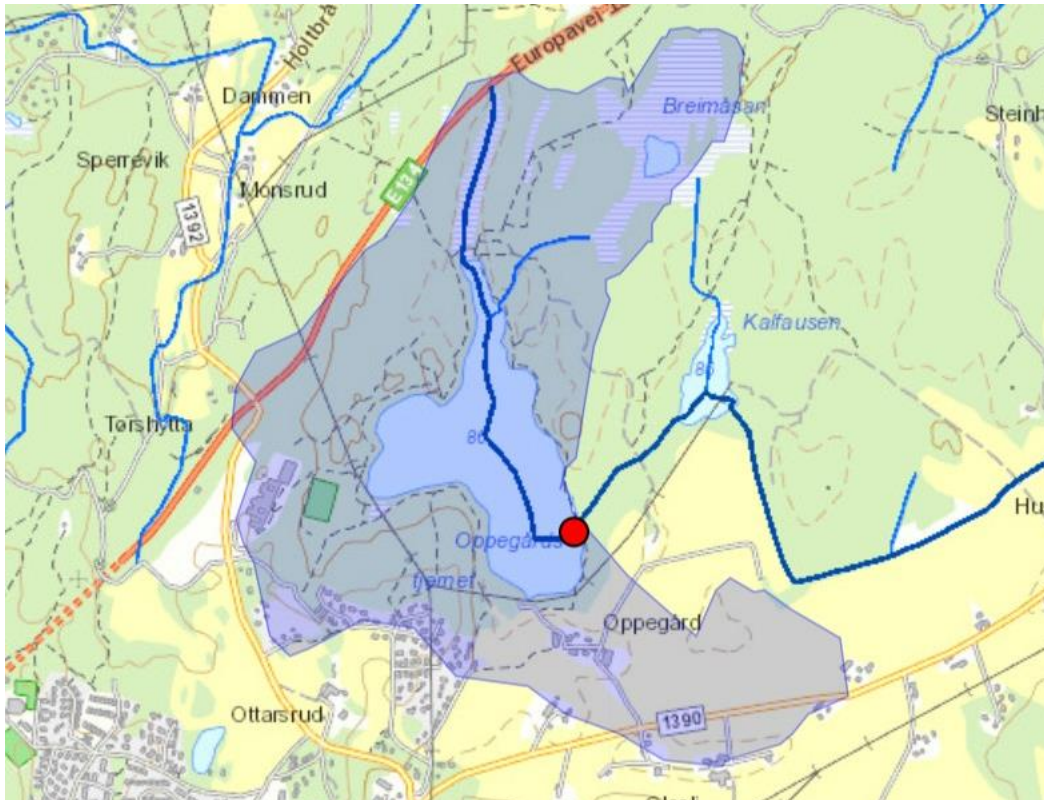
Statens Vegvesen har gjennomført noen nasjonale undersøkelser av metaller i norske innsjøer, mens kun et fåtall av disse fokuserer på sesongmessige endringer. Undersøkelsene i stor grad fokus på konsentrasjonene i frie vannmasser og sedimenter, og i liten grad på biologisk opptak og økologiske konsekvenser av spormetaller i norske innsjøer. For å få en indikasjon på stor andel av metaller som overføres fra vann og sedimenter til biota i innsjøen, er utvalgte spormetaller kvantifisert i frie makrovegetasjon i litoralsonen, planteplankton, zooplankton og bunndyr. Spesifikk toksisitet av metaller vil ikke bli vurdert. Konsentrasjonen av utvalgte spormetaller i vann, sedimenter og biota har blitt kartlagt i Oppegårdstjern, med formål om å:

- 1. Undersøke hvilke faktorer som påvirker tilførsel og fordeling av spormetaller i en vegnær og humøs innsjø, samt. vurdere om nivåene kan ha økologiske konsekvenser**
- 2. Vurdere biologisk opptak spormetaller ved å måle konsentrasjonen i bunndyr og makrofytter.**

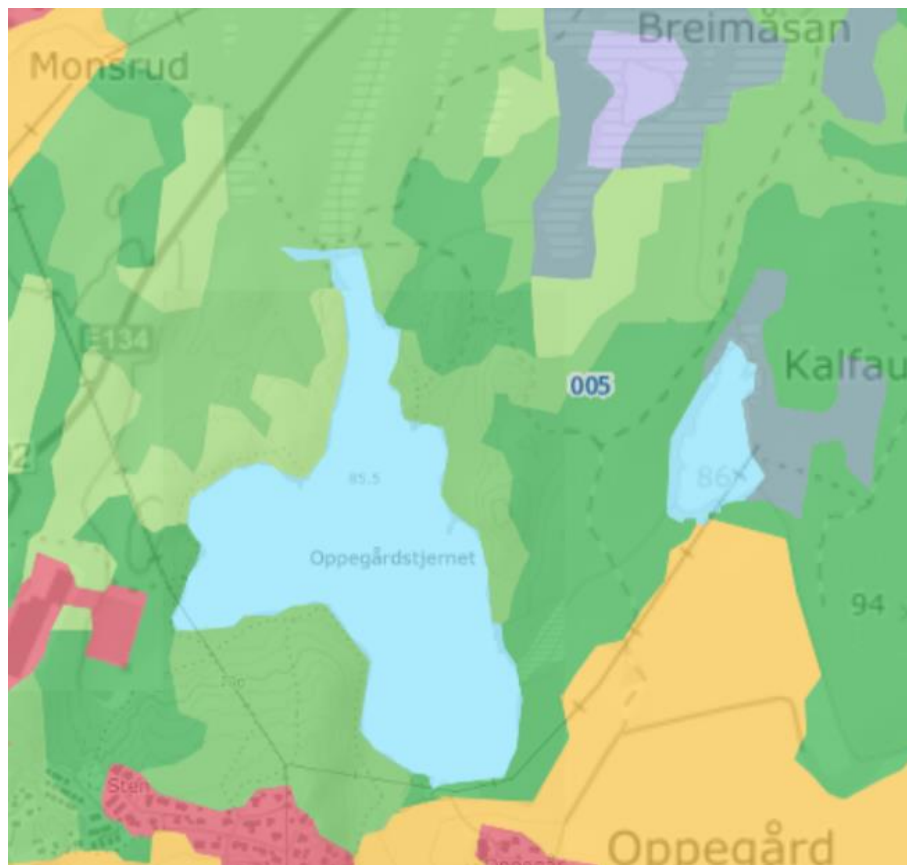
2. Områdebeskrivelse

Oppegårdstjernet ligger i Frogn kommune i Viken, og har et areal på omtrent 0,4 km² og et nedbørfelt (Figur 1) på 1,45 km² (NVE, 2022). Vannkjemien i en innsjø påvirkes i stor grad av miljøet der hvor innsjøen befinner seg (Manahan, 1994). Mesteparten av nedbørfeltet er dominert av skog- og myrområder, med innslag av jordbruksområder og bebyggelse på sørsiden (Figur 2). Løsmassene i nedbørfeltet stammer fra myr/torv, bart fjell, havavsetning og marin strandavsetning (vedlegg I). Det dypeste punktet i Oppegårdstjern er på 13 meter og ligger ca. midt i vannet (Bækken, 2014).

I 1948 ble Oppegårdstjern benyttet som drikkevannskilde for Frogn kommune. Vannmengden fra tjernet viste seg å være for lite for innbyggertallet, og i 1969 ble det besluttet å tilføre vann fra to tilleggfeltet via Holtjern på nordsiden av vannet (Berge, 1991). Denne overføringen skapte betydelig dårligere vannkvalitet, med høyere innhold av humus, jern og mangan. I 1982 ble et nytt renseanlegg satt i drift, men utfordringene med vannkvaliteten vedvarte (Berge, 1991). I årsskiftet 1991/1992 ble Frogn kommune tilknyttet Glitrevannverket på Hurum, og Oppegårdstjern blir i dag bruk som reservevannkilde uten vannoverføring fra tilleggfeltene (Holtan, 1995).



Figur 1: Oppegårdstjernet og tilhørende nedbørfelt (markert i blått). RV23 (rød linje) passerer Oppegårdstjernet på nordsiden av vannet, markert som E134. (NVE, 2022)



Figur 2 : Arealressurskart over deler av nedbørfeltet til Oppegårdstjernet. Mesteparten av området er dekket av skog (grønn) og en del myr (mørk blå), med innslag av jordbruksområder (gul) og noe bebyggelse (rosa).

(Kilden, 2022)

Riksveg 23 (RV23) er en del av E134 Oslofjordforbindelsen, og går gjennom nedbørfeltet til Oppegårdstjern på nordvestsiden av vannet (figur 4). Dagens Oslofjordforbindelse fra Lier kommune til Frogn kommune ble ferdigstilt i 2000 (Statens vegvesen, 2021a), og før den tid mottok ikke Oppegårdstjern annen forurensning enn jordbruksavrenning (Berge, 1991). Det planlegges å bygge et nytt løp i Frogntunnelen og Oslofjordtunnelen, i tillegg til å utvide til firefelts veg fra Måna – Vassum langs RV23. I forbindelse med utbyggingen forventes det økt avrenning av vegforurensning til Oppegårdstjernet, både pga. vegkonstruksjon og økt trafikk i ettertid. Utbyggingen er planlagt å starte i 2023 og forventes ferdigstilt i løpet av 2028 (Statens vegvesen, 2021b).



Figur 3 : Oversikt over eksisterende trase av Oslofjordforbindelsen (blå stripe) og planlagt utbygging i byggetrinn 2 (blå stripe). Firefelts veg skal bygges fra Måna til Vassum, og vil gå forbi Oppegårdstjernet (markert med rød prikk) Stiplet linje viser tunneler. (Statens vegvesen, 2021b)

3. Materiale og metode

I denne seksjonen vil det bli presentert hvilke data som er samlet og hvilke metoder og utstyr som er brukt i felt og på laboratoriet. Metoder for databehandling og statistiske analyser vil også bli presentert. Alt laboratoriearbeid ble utført på laboratoriet i jordfagbygningen på NMBU. Ionekromatografi, massespektrometri og analyse av DOC ble gjennomført av kvalifisert personell ved NMBU.

3.1 Værdata

Nedbørsdata ble hentet fra Meteorologisk institutt via datatjenesten Norsk Klimaservicesenter (seklima.met.no).. Denne målestasjonen er bare ~5,6 km unna innsjøen (målt vha. Google Maps), og antas å være representativ for nedbøren i dette området. Nedbørdata gjennom prøvetakningsperioden er oppført som totalnedbør (mm/døgn), og normalnedbør fra normalperioden 1991-2020 er oppført som totalnedbør (mm/måned).

3.2 Feltarbeid og klargjøring til analyser

Feltarbeidet i Oppegårdstjern ble gjennomført hver 14. dag ca. klokka 10.00-11.00 fra 12. mai til 16. august (Tabell 1). Prøvene ble tatt ved det dypeste punktet i innsjøen (12,6 m), og totalt var det 8 prøvetakningsdatoer gjennom sommeren 2021.

Tabell 1: Datoer for vannprøvetakning i Oppegårdstjern

	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Prøve 5	Prøve 6	Prøve 7	Prøve 8
Dato	12.05.21	26.05.21	09.06.21	23.06.21	07.07.21	21.07.21	04.08.21	16.08.21

3.2.1 Temperatur, konduktivitet og oksygeninnhold

Temperatur (°C), konduktivitet (og oksygeninnhold (mg/l og % metning) ble målt i felt ved bruk av en multiparametersensor (YSI ProQuatro Multiparameter). Målingene ble tatt hver meter nedover i dybden fra 1 meters dyp til 12 meters dyp.

3.2.2 Vannprøver

Det ble tatt vannprøver ved 1, 2, 3, 5, 7, 9 og 11 meters dyp ved bruk av en Ruttner vannhenter i plast. Fra vannhenteren ble prøvene overført til merkede plastflasker (0,5 L). Flaskene ble først skylt 3 ganger med vann fra samme dybde for å hindre kontaminering. Flaskene ble fylt helt opp for å minimere kontakt med oksygen. De innsamlede vannprøvene ble så langt det lot seg gjør skjermet fra dagslys for å hindre fotokjemisk nedbrytning før analyse. På laboratoriet

ved NMBU ble prøvene filtrert gjennom glassmikrofiberfilter (Whatman GF/C) og CA-membranfilter (0,45 µm). De filtrerte prøvene ble brukt for analyse av metaller, anioner og DOC, og de ble konservert i henhold til gjeldende norske standarder. Til forberedning av metallanalyse ble 50 mL av hver vannprøve og en blankprøve overført til beholdere og tilsatt salpetersyre (HNO₃, 2,5 mL). Beholderne ble oppbevart i kjøleskap.

3.2.3 Innsamling av sedimenter zooplankton, fytoplankton, makrofytter og bunndyr

Innsamling av sedimenter, zooplankton, fytoplankton, makrofytter og bunndyr ble gjennomført 16. august. Sediment fra overflaten (10 cm) ble tatt fra 6 forskjellige punkter i innsjøen ved bruk av en grabb, fra det dypeste punktet og innover mot land. Prøvene ble frysetørket og pulverisert ved bruk av en morter. Zooplankton og fytoplankton ble innsamlet fra vannoverflaten ved to ulike punkter i innsjøen. Ved bruk av spesielle håver ble zooplankton og fytoplankton oppkonsentrert fra 50 liter vann i hver sin beholder. Prosedyren ble gjentatt ved et annet punkt i innsjøen. På grunnlag av visuelle observasjoner ble ett representativt utvalg av makrofytter innsamlet langs strandsonen. Det ble samlet 3 eksemplarer hver av 5 ulike arter: hvit nøkkerose (*N. alba*), myrhatt (*Comarum palustre*), bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*), snelle (*Equisetum indet.*) og siv (*Juncus indet.*) Prøvene ble oppbevart i plastposer og skylt med destillert vann på laboratoriet før frysetørring. Bunndyr ble innsamlet fra sedimenter på grunt vann ved hjelp av en sil. Alle bunndyrene var larver av vårfluer (*Trichoptera in.*)

3.3 Laboratorianalyser

3.3.1 Kationer fra filtrerte vannprøver

Analyser av metaller i de syrekonserverte prøvene ble gjennomført ved bruk av ICP-MS (Inductive Coupled Plasma Mass Spectrometry) og ICP-OES (Inductive Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry). ICP-MS fungerer ved at prøvene blir ionisert av et induktivt koblet plasma, og detektert av et massespektrometer basert på forholdet mellom masse og ladning. ICP-MS ble brukt for K, Cr, Mn, Ni, Zn, Cd, Cu og Pb. Grunnstoffer med antatt høyere konsentrasjoner (Al, Mg, Ca, Fe, Na og S) ble analysert med ICP-OES, hvor atomene eksiteres i et plasma på 6000-8000 °C og emitterer karakteristiske bølgelengder. Deteksjonsgrensen (LOD) og kvantifiseringsgrensen (LOQ) for de analyserte kationene er oppført i vedlegg II

3.3.2 Anioner fra filtrerte vannprøver

Anioner ble analysert i.h.t. norsk standard (NS-EN-ISO 10304-1) ved bruk av ionekromatografi (IC5000 Lachat), en metode basert på at anioner har varierende affinitet for en resinkolonne. Dette gjør at forskjellige anioner får ulik grad av forsinkelse når de sendes ut av kolonnen.

Denne tidsforskjellen registreres når anionene til slutt detekteres i en mikrocelle ved at elektrisk ledningsevne blir målt. For å vaske anionene ut av kolonnen benyttes karbonater og bikarbonater som mobil fase. Deteksjonsgrenen er 0,06 mg/L for klorid og 0,08 mg/L for sulfat.

3.3.3 Løst organisk karbon (DOC)

DOC ble målt i henhold til Norsk Standard (NS-EN 1484). Filtrerte prøver (10 mL) ble overført til hver sitt reagensrør, og DOC ble målt ved bruk av Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer (TOC-V_{CPN}). Løst uorganisk karbon fjernes ved tilsats av syre til dannelsen av CO₂, som deretter bobler ut fra løsningen ved tilførsel av syntetisk luft. Gjenværende organisk karbon ledes inn i en katalysator, hvor det skjer en forbrenning ved 680 grader celsius. DOC kvantifiseres ved at en IR-detektor måler CO₂ fra forbrenningsreaksjonen. Nedre deteksjonsgrense for instrumentet er 0,2 mg/L karbon.

3.3.4 Zooplankton, fytoplankton, makrofytter, bunndyr og sedimenter

Sedimenter og organismer ble analysert ved bruk av ICP-MS og ICP-OS på samme måte som metallene i vannfasen. Deteksjonsgrenser er oppført i vedlegg II. Fytoplankton og zooplankton ble tilsatt syre og analysert i våtvekt. Bunndyr, makrofytter og sedimenter ble tilsatt syre analysert i tørrvekt etter frysetørking.

3.4 Databehandling og statistiske analyser

Rådataene ble organisert i Microsoft Excel. MATLAB (versjon R2021b) ble brukt for å lage isopleth-diagrammer for temperatur, konduktivitet, oksygen, DOC, Cl og metaller. Excel ble brukt for å gjennomføre paret t-test for metallkonsentrasjonene i 1-3 meters dybde og 9-11 meters dybde for hver måned gjennom prøvetakningsperioden. T-test ble brukt for å undersøke om det var statistisk signifikant forskjell i gjennomsnittlig metallkonsentrasjon mellom topp- og bunnvann gjennom sommeren. T-test ble også brukt for å undersøke statistisk signifikante konsentrasjonsforskjeller av samme metall i ulike makrofytter. Excel ble brukt for å lage søylediagrammer med standardavvik for metallkonsentrasjonene i makrofytter.

Hovedkomponentanalyse (PCA) er en multivariabel dataanalyse brukt for å hente informasjon ut fra komplekse datasett. PCA finner hvilke variabler i datasettet som forklarer mesteparten av variasjonen i datasettet (PC1, PC2, osv.), samt korrelasjonen mellom ulike variabler (Jolliffe og Cadima, 2016). Dataprogrammet RStudio ble brukt for å kjøre en PCA for alle analyserte metaller, samt temperatur, oksygenkonsentrasjon, konduktivitet, DOC og Cl. Én PCA ble kjørt for variablene i overflatevann (1-5 m), og en annen for bunnvann (7-11 m), fordi de kjemiske forholdene kan være svært forskjellig. PCA-ene ble framstilt i biplot, hvor retning og lengde på

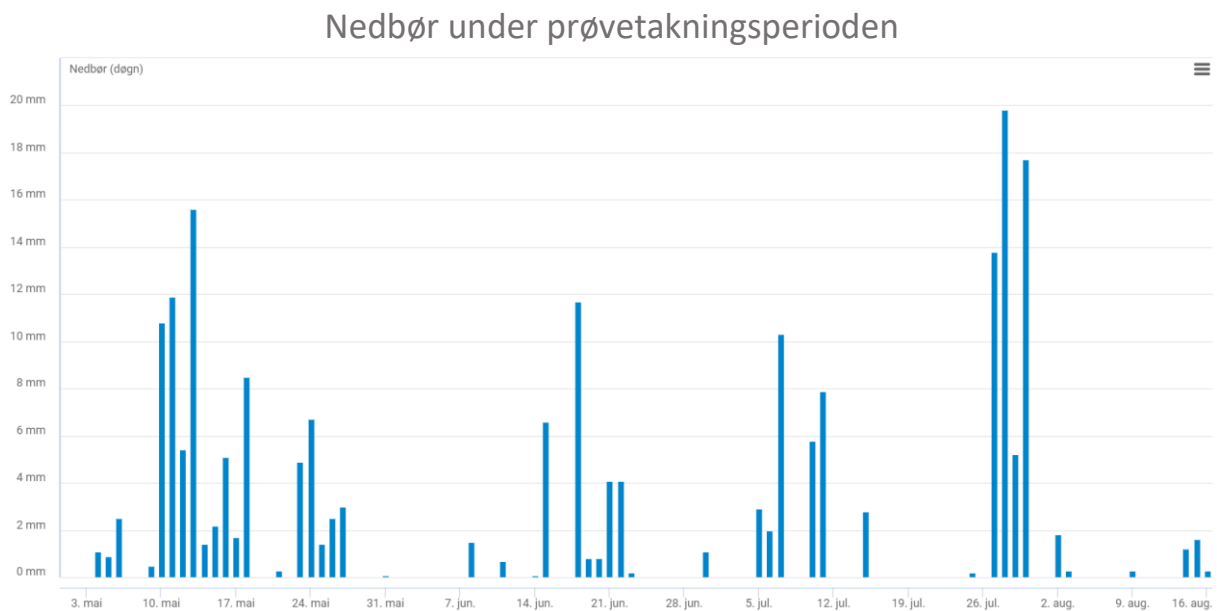
pilene (egenvektorene) graden av positiv eller negativ korrelasjon mellom variablene. I forkant av PCA ble dataene for hver variabel normalisert med et standardavvik på 1, slik at vektingen er lik for alle variablene. Det gjør det mulig å sammenlikne korrelasjon mellom variabler med forskjellige målenheter, som mellom °C og mg/L for hhv. temperatur og metallkonsentrasjon.

I tillegg til PCA ble korrelasjonen mellom utvalgte variabler for hele vannsøylen testet ved bruk av Spearmans rankkorrelasjonskoeffisient (Spearmans ρ). Dette ble gjort for å avdekke eventuelle korrelasjoner som ikke kom fram i PCA-analysen, eller som ikke kom fram når overflatevann og bunnvann ble vurdert hver for seg. Spearmans ρ vurderer korrelasjonen mellom variabler som er lineært eller ikke-lineært relatert til hverandre. Koeffisienten varierer mellom -1 – 1, hvor -1 indikerer perfekt negativ korrelasjon og +1 indikerer perfekt positiv korrelasjon (Lund Research Ltd, 2018).

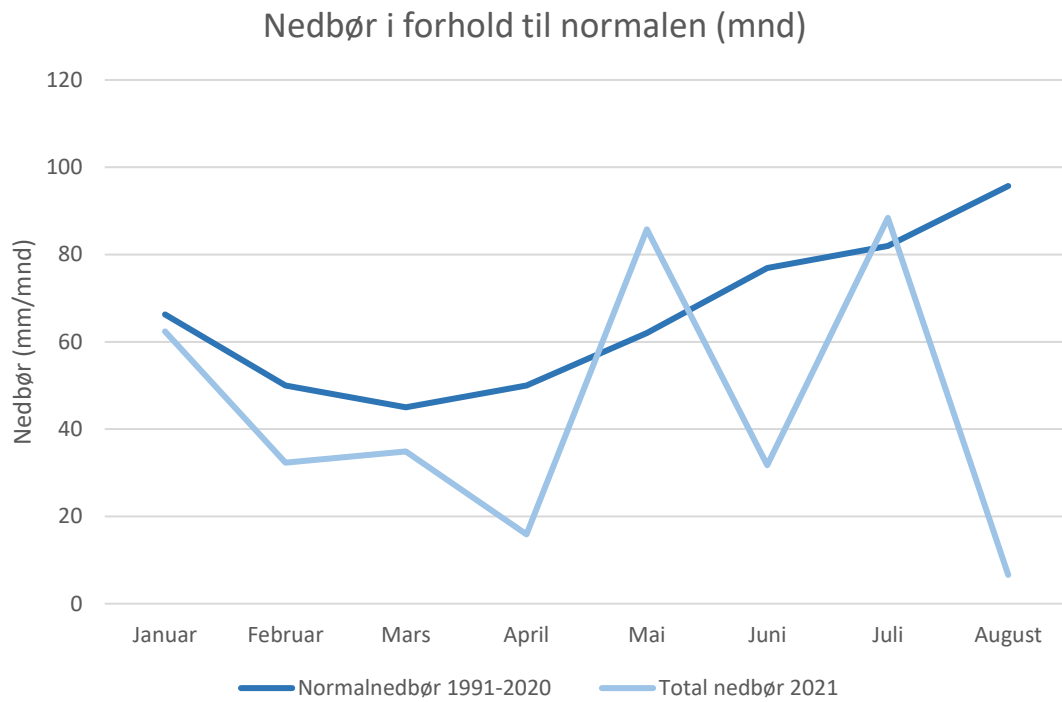
4. Resultater

4.1 Værdedata

Det var jevne perioder med nedbør gjennom prøvetakningsperioder, avbrutt av perioder med tilnærmet opphold (Figur 4). Mest nedbør var det i mai og slutten av juli med nedbørstopper på hhv. 15,6 mm/døgn og 19,8 mm/døgn. I juni og særlig august var det kortere og mindre intense nedbørsperioder. Fra januar til august 2021 var det jevnt over mindre total nedbør per måned sammenliknet med tilsvarende måneder i normalperioden 1991-2020 (Figur 5). juli 2021 var det litt høyere nedbørsmengder enn normalt, og i mai var det betydelig høyere nedbørsmengder enn normalt. I august var det ekstremt lite nedbør i forhold til normalen.



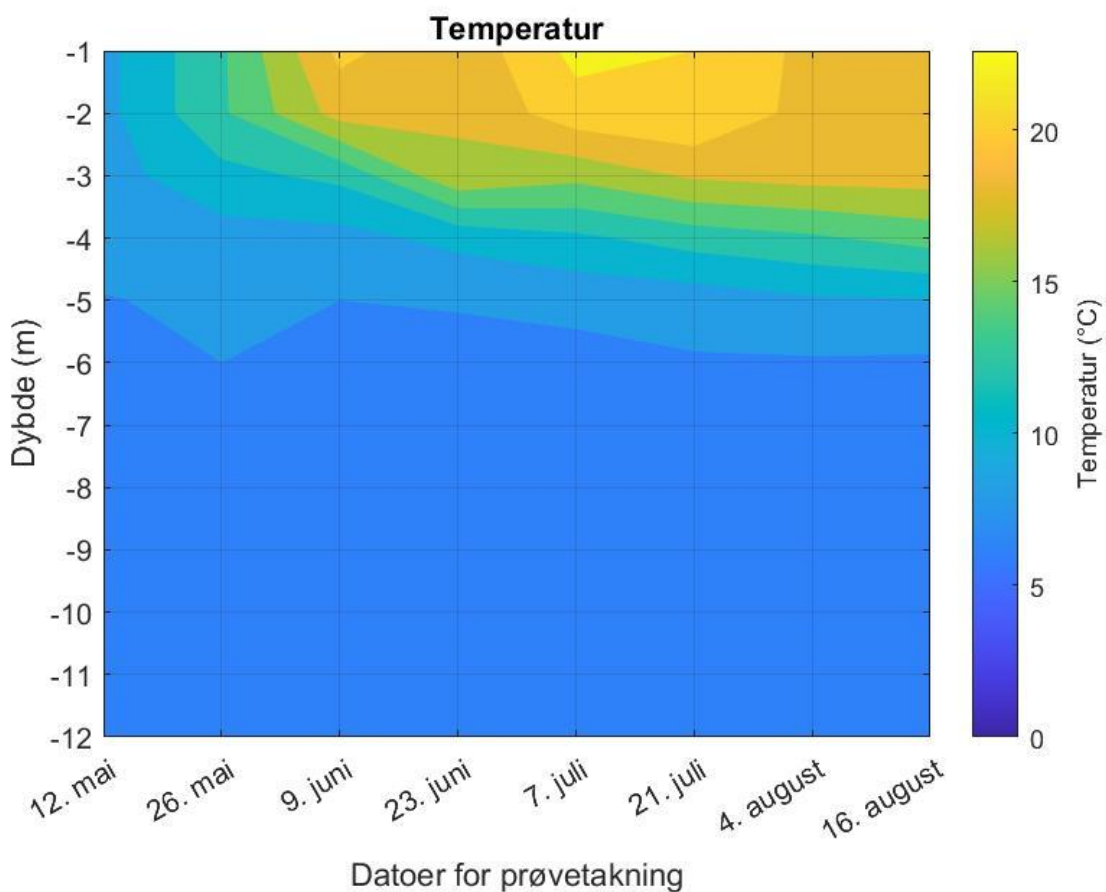
Figur 4: Nedbør (mm/døgn) målt ved værstasjon i Ås fra 01. mai til 16. august (Norsk klimaservicesenter, 2021).



Figur 5: Total nedbørsmengde (mm/måned) gjennom de første 8 månedene av 2021 (lyseblå linje) sammenliknet med normalnedbør i perioden 1991-2020 (mørkeblå linje) (Norsk Klimaservicesenter, 2021).

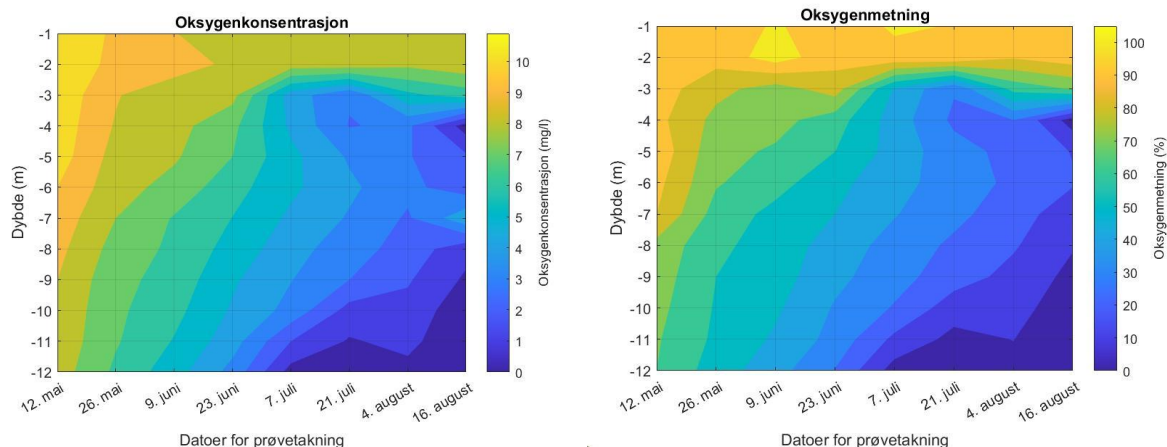
4.2. Temperatur, oksygen, konduktivitet og DOC

Data for temperatur, oksygen, konduktivitet og DOC er oppsummert i vedlegg IV. Vanntemperaturen i Oppegårdstjern var omtrent jevn gjennom vannmassene ved første prøvetakning, med temperaturer mellom 6,3° og 9,4°. Deretter ble det gradvis etablert en temperatursjiktning utover sommersesongen (Figur 6). Sprangsjiktet som skiller hypolimnion fra epilimnion går omtrent fra 2-5 meters dybde, og her reduseres temperaturen fra ~20 °C til ~8 °C i mai, juni og august.



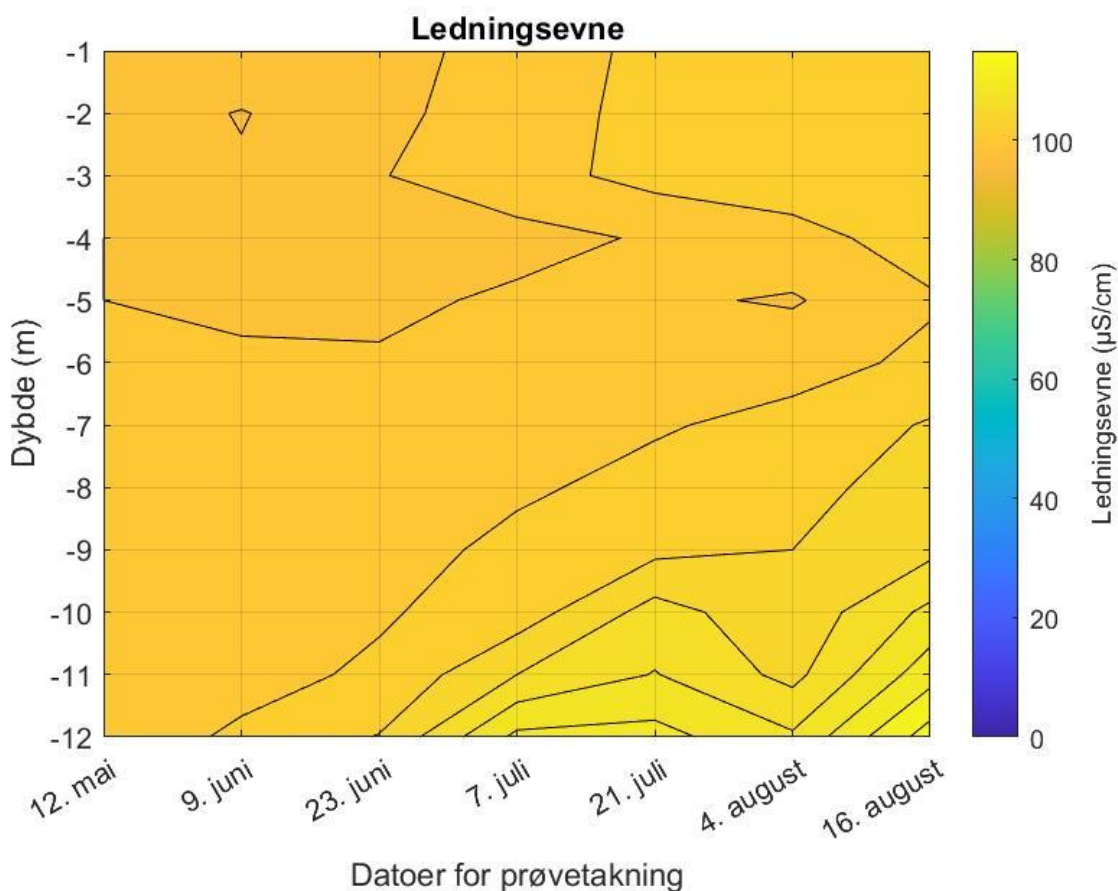
Figur 6: Temperaturforhold (°C) ved ulike dyp i Oppegårdstjern gjennom prøvetakningsperioden.

Etter dannelse av temperatursjiktning, ble det målt en gradvis nedgang i oksygenkonsentrasjon (mg/L) og oksygenmetning (%) nedover vannmassene (Figur 7). Laveste oksygenkonsentrasjon var 0,01 mg/L (0,10% metning), målt 16. august ved 12 meters dybde.



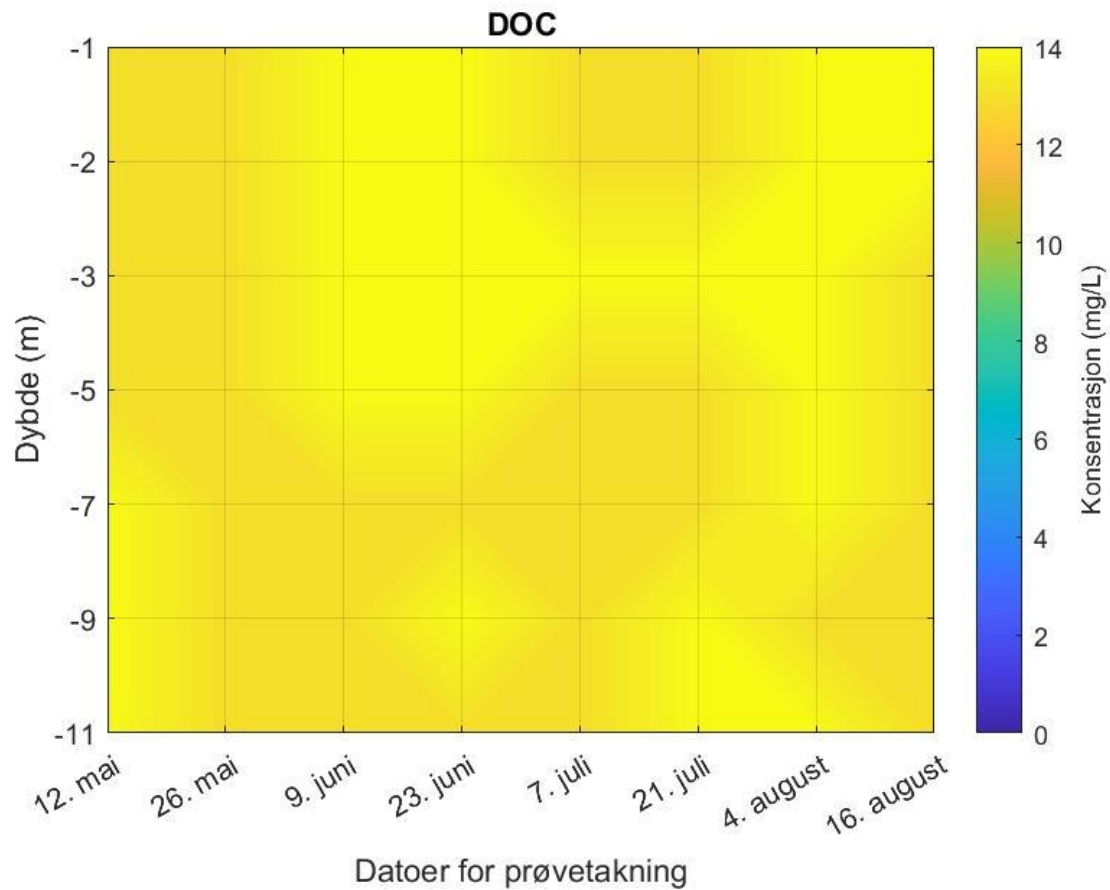
Figur 7: Oksygennivåene ved ulike dyp i Oppegårdstjern gjennom prøvetakningsperioden, målt i mg/L (venstre) og % metning (høyre).

Konduktiviteten var relativt stabil gjennom store deler av prøvetakningsperioden, særlig i mai og juni (Figur 8). Det var litt økning i konduktivitet i bunnvannet mot slutten av sommeren, med variasjoner fra 101-115 $\mu\text{S/cm}$ fra overflatevann til bunnvann.



Figur 8: Konduktivitet ($\mu\text{S/cm}$) ved ulike dyp i Oppegårdstjern gjennom prøvetakningsperioden. Data mangler fra 26. mai.

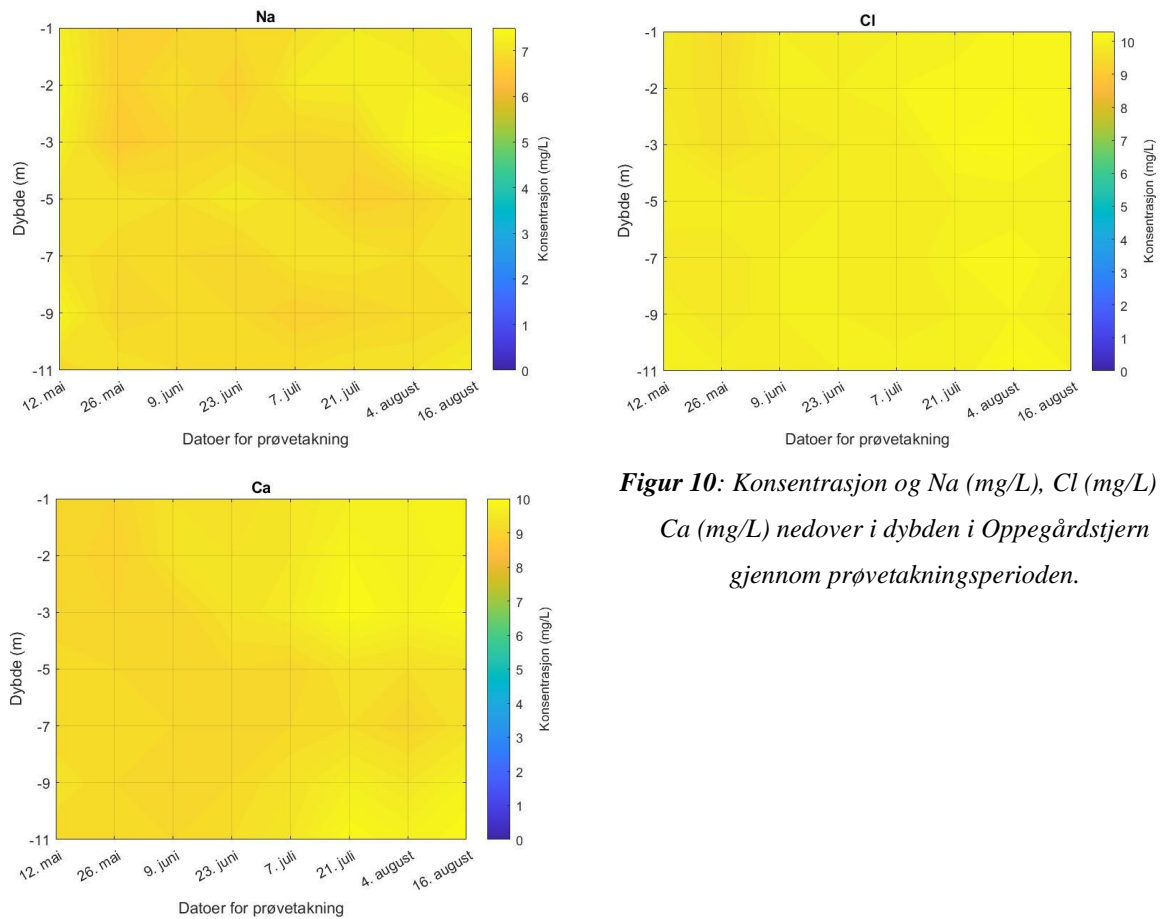
Målte konsentrasjonen av løst organisk karbon (DOC) viste lite gjennom prøvetakningsperioden, med konsentrasjoner mellom 13-14 mg/L gjennom hele vannsøylen for samtlige prøvetakninger (Figur 9). Rådata er oppsummert i vedlegg V.



Figur 9: Konsentrasjon av DOC (mg/L) nedover i dybden i Oppedårdstjern gjennom prøvetakningsperioden.

4.3 Na, Cl, og Ca

Målte konsentrasjoner av natrium (Na), klorid (Cl) og kalsium (Ca) viste små variasjoner gjennom vannmassene i hele prøvetakningsperioden, med verdier mellom hhv. 6,7-7,5 mg/L, 9,5-10 mg/L og 9-10 mg/L (Figur 10). Rådata er oppsummert i vedlegg V.



Figur 10: Konsentrasjon og Na (mg/L), Cl (mg/L) og Ca (mg/L) nedover i dybden i Oppegårdstjern gjennom prøvetakningsperioden.

4.4 Spormetaller i vannfasen

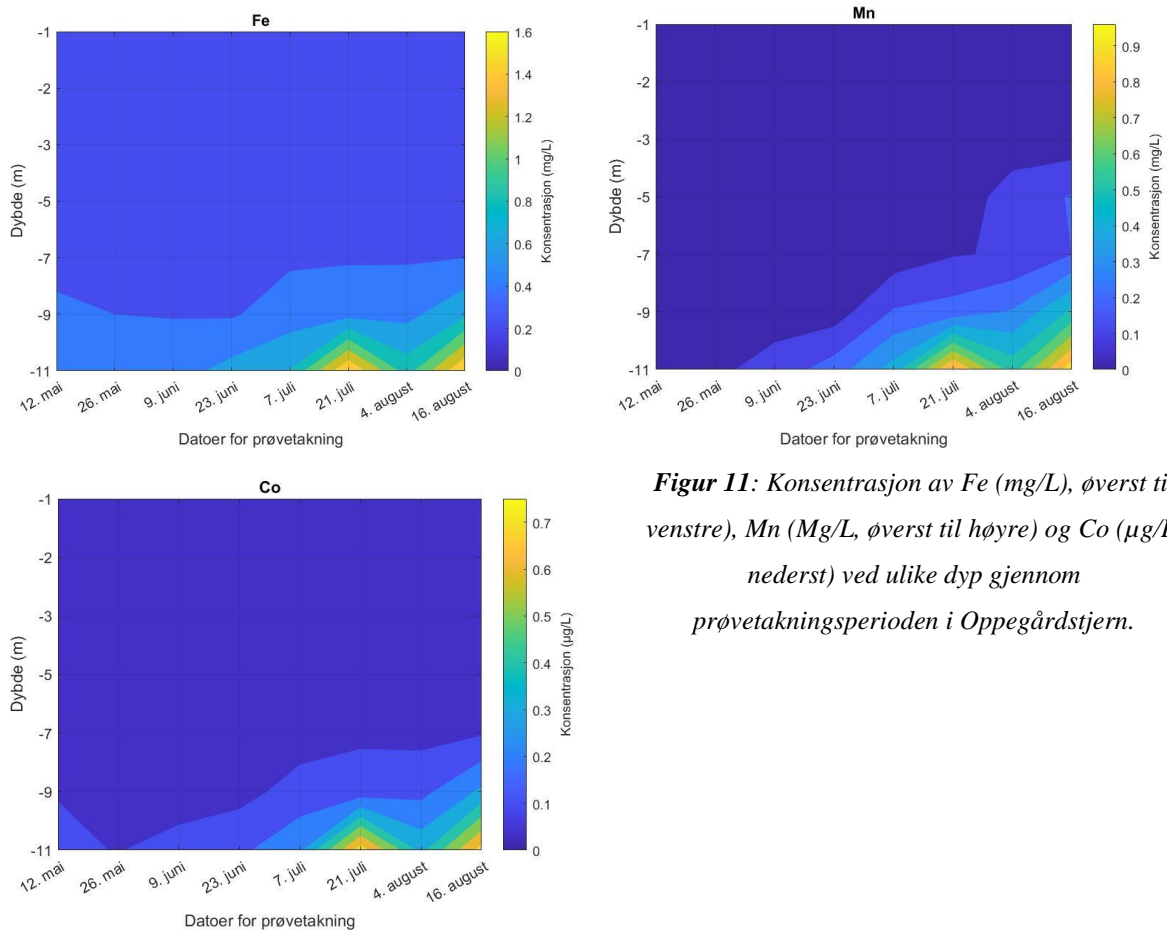
4.4.1 Temporale og vertikale utviklingstrender

Rådata for spormetaller er oppsummert i vedlegg VI og VII. Målte konsentrasjoner av spormetaller i Oppegårdstjern var stort sett lave både i topp- og bunnvann, og Pb, Cu, Ni, Cr og Zn befant seg med god margin innenfor tilstandsklasse II (vedlegg VIII), iht. miljødirektoratets veileder M-608/2016 (Miljødirektoratet, 2016). Vertikal og temporal fordeling varierte blant de ulike metallene. Al, Zn, Cd og Pb hadde statistisk signifikant høyere konsentrasjonsforskjeller i overflatevannet enn i bunnvannet for hele eller deler av perioden (Tabell 2).

Tabell 2: Statistiske forskjeller i metallkonsentrasjon mellom overflatevann (1-2 m) og bunnvann (9-11 m) for hver måned i prøvetakningsperioden. Al, Zn, Cd og Pb viste signifikante konsentrasjonsforskjeller ($p < 0,05$) mellom overflatevann og bunnvann gjennom hele eller deler av perioden. Grønn farge indikerer statistisk signifikant p-verdi.

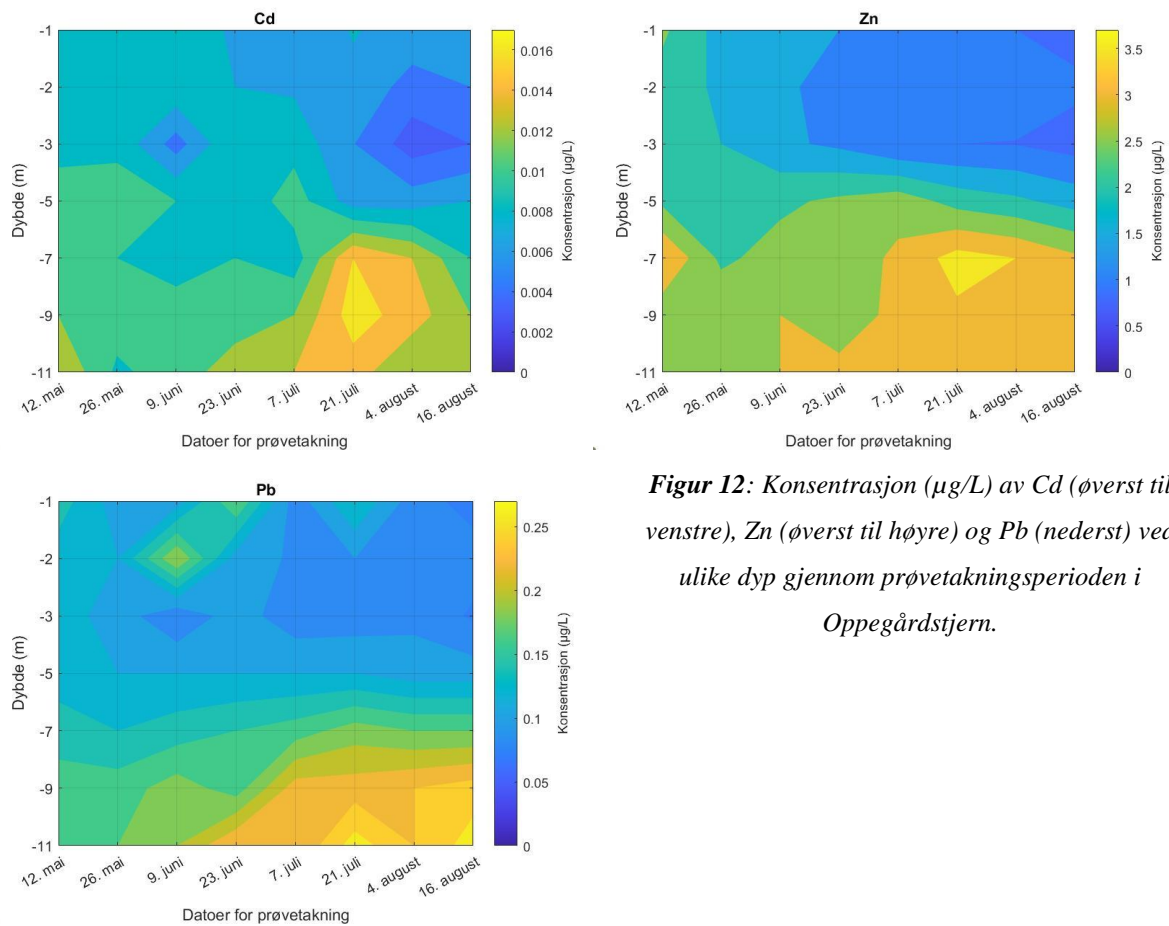
	Mai	Juni	Juli	August
Al	0,16	0,037	0,016	0,007
Fe	0,051	0,247	0,311	0,24
Mn	0,134	0,374	0,309	0,196
Zn	0,025	0,042	0,016	0,049
Cd	0,114	0,036	0,009	0,038
Pb	0,070	0,186	0,075	0,003
Cr	0,249	0,366	0,228	0,314
Co	0,168	0,344	0,382	0,266
Ni	0,500	<0,05	0,097	0,177
Cu	0,295	0,874	0,476	0,330

Målte konsentrasjoner av jern (Fe), mangan (Mn) og kobolt (Co) i hadde relativt like temporale og vertikale utviklingstrender i Oppegårdstjern (Figur 11). Metallene økte i konsentrasjon ved 11 meters dyp i juli og august, men det var ikke statistisk signifikant forskjell mellom overflatevann og bunnvann for noen av månedene. Høyeste konsentrasjon av Fe var 1,6 mg/L ved 11 meters dyp 21. juli. Høyeste konsentrasjon av Mn var 0,75 mg/L ved 11 meters dyp 16. august. Høyeste konsentrasjon av Co var ved 11 meters dyp 0,75 µg/L 21. juli.



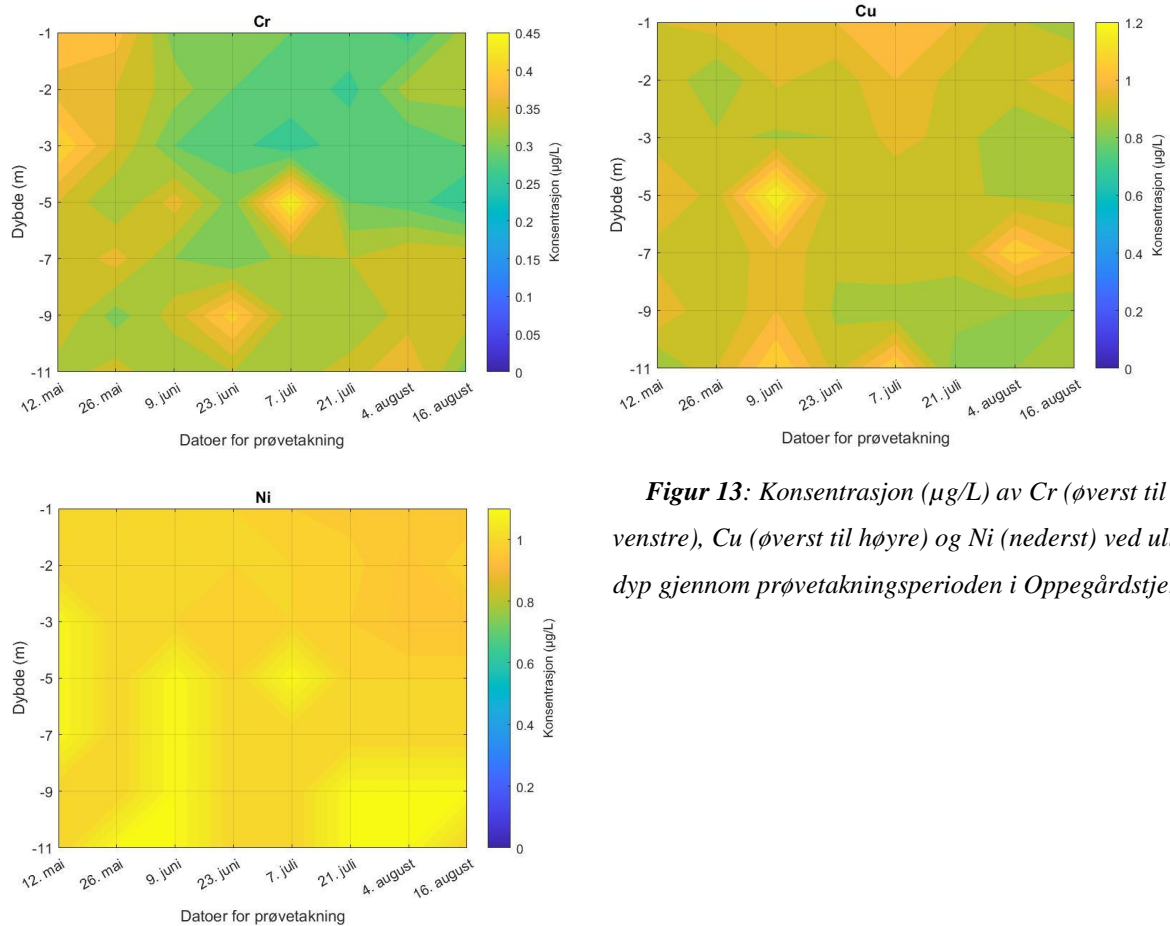
Figur 11: Konsentrasjon av Fe (mg/L, øverst til venstre), Mn (Mg/L, øverst til høyre) og Co (µg/L, nederst) ved ulike dyp gjennom prøvetakningsperioden i Oppegårdstjern.

Målte konsentrasjoner av kadmium (Cd), sink (Zn) og bly (Pb) hadde en betydelig økning i konsentrasjon under sprangsjiktet i de senere sommermånedene (Figur 12). Konsentrasjonsforskjellen mellom topp- og bunnvann var statistisk signifikant i hele prøveperioden for Zn, i juni, juli og august for Cd, og august for Pb (Tabell 2). Høyest konsentrasjon var 0,017 µg/L ved 9 meter 21. juli for Cd, 3,7 µg/L ved 7 meter 21. juli for Zn, og 0,27 µg/L ved 11 meter 4. august og 7. juli for Pb.



Figur 12: Konsentrasjon (µg/L) av Cd (øverst til venstre), Zn (øverst til høyre) og Pb (nederst) ved ulike dyp gjennom prøvetakningsperioden i Oppegårdstjern.

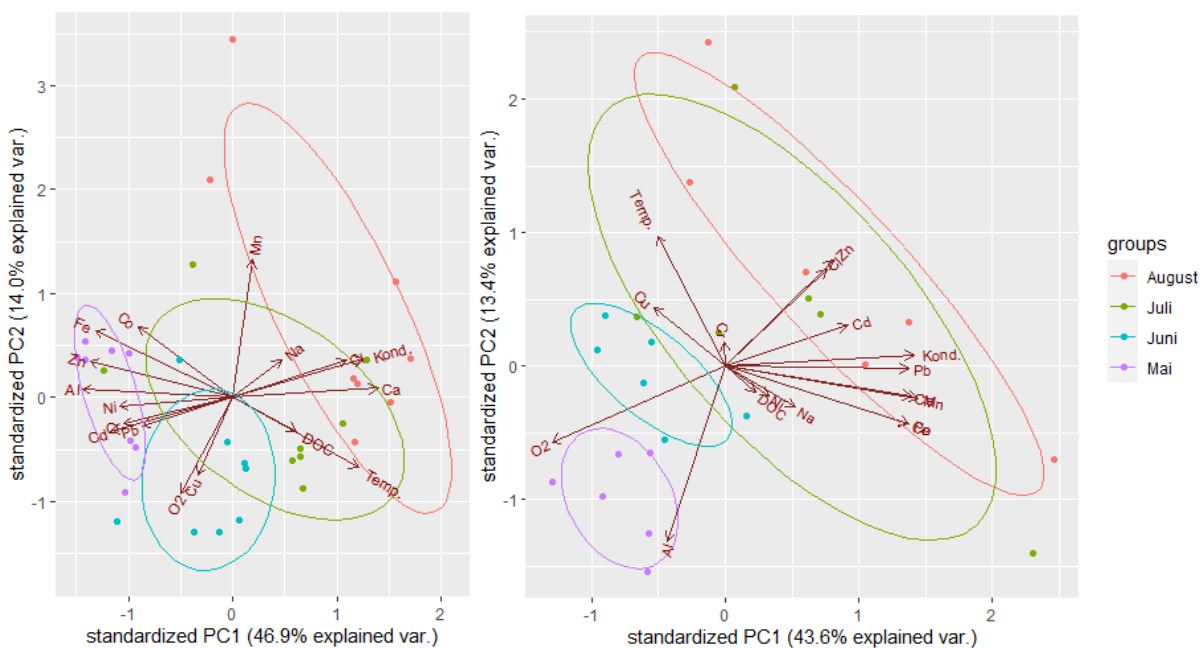
Målte konsentrasjoner av krom (Cr), kobber (Cu) og nikkel (Ni) viste ingen tydelig temporal eller vertikal utviklingstrend (Figur 13), og det var heller ikke statistisk signifikante konsentrasjonsforskjeller mellom topp- og bunnvann for noen av målingene (Tabell 2). Det var også relativt lav variasjon i dataen. Høyest målte konsentrasjon var 0,45 $\mu\text{g/L}$ ved 5 meter 7. juli for Cr, 1,2 $\mu\text{g/L}$ ved 5 meter 9. juni for Cu, og 1,1 $\mu\text{g/L}$ ved mange dybder utover sommeren for Ni.



Figur 13: Konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) av Cr (øverst til venstre), Cu (øverst til høyre) og Ni (nederst) ved ulike dyp gjennom prøvetakningsperioden i Oppegårdstjern.

4.4.2 PCA

PCA-analysen av utvalgte variabler er framstilt i et biplot (Figur 14). Egenvektorene er vedlagt i vedlegg IX. Første komponent (PC1) forklarer 46,7% av variasjonen i dataen fra overflatevannet (1-5 m), og 43,3% av variasjonen i dataen fra bunnvannet (7-11 m). Andre komponent (PC2) forklarer 14% og 13,4% av variasjonen i dataen fra hhv. overflatevann og bunnvann. To grupperinger kan identifiseres i PCA fra overflatevannet. Den ene består av variablene Ca, Cl og konduktivitet, som også korrelerte svakt positivt langs førstekomponentaksen (PC1). Den andre består av flere metaller som var svakt negativt korrelert langs PC1: Pb Cd og Cr og til dels Ni, Al, Zn, Fe og Co. Mn korrelerte positivt med PC2. I bunnvannet hadde konduktivitet, Pb, Ca, Mn, Fe og Co en positiv korrelasjon med hverandre og PC1, og negativ korrelasjon med oksygen. Al var negativt korrelert med PC2. Egenvektorene med korte piler (f.eks. Cr, Cu, DOC, Na og Ni i bunnvannet) korrelerte ikke med andre variabler. Det var større variasjon i datasettet fra juli og august enn fra mai og juni i både overflatevann og bunnvann.



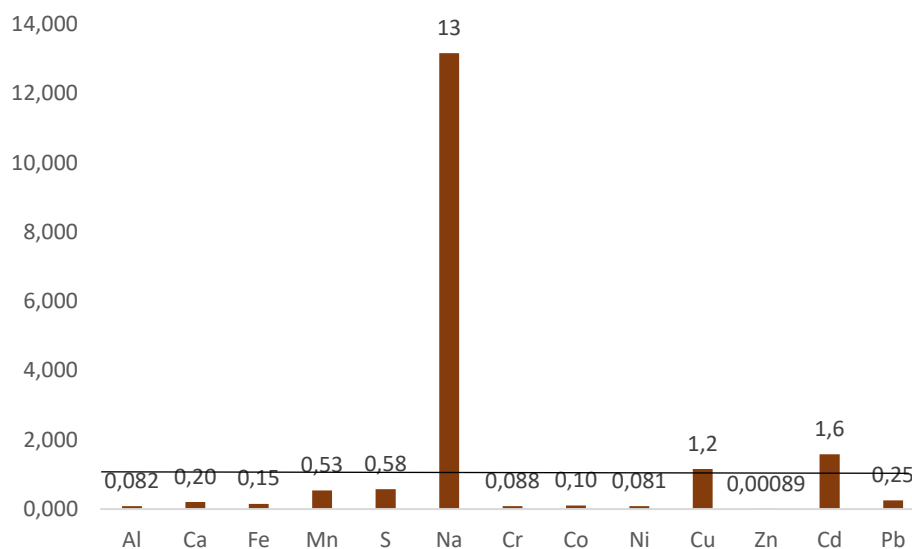
Figur 14: Hovedkomponentanalyser (PCA) av variablene temperatur (Temp.), konduktivitet (Kond.), oksygenkonsentrasjon (O2), DOC, Na, Cl, Ca, Fe, Mn, Al, Cu, Cr, Zn, Cd, Pb, Co og Ni i Oppegårdstjern. Til venstre er PCA for overflatevann. (0-5 meters dybde), og til høyre er PCA for bunnvann (7-11 meters dybde). De sorte prikkene markerer hver av vannprøvene (dybde og tid) tatt de ulike månedene. Retning og lengde på vektorene indikerer variablenes korrelasjon med hovedkomponentene og med hverandre. Ellipsene viser variasjonen i dataen for prøvene fra hver måned.

4.5 Fytoplankton og zooplankton

Metallkonsentrasjoner i fytoplanktonprøvene og zooplanktonprøvene er vist i vedlegg XI, inkludert beregninger for å kunne sammenlikne metallkonsentrasjoner per mengde fytoplankton og zooplankton. Generelt var det lavere konsentrasjoner i fytoplankton enn i zooplankton, og ikke tegn til anrikning. De beregnede konsentrasjonene var veldig lave, og metoden er basert på antakelser med stor usikkerhet. Det er vurdert at det ikke er tilstrekkelig datagrunnlag for å gjøre sikre vurderinger ang. opptak og trofisk overføring av metaller mellom fyto- og zooplankton. Disse resultatene blir derfor sett bort ifra i resten av oppgaven.

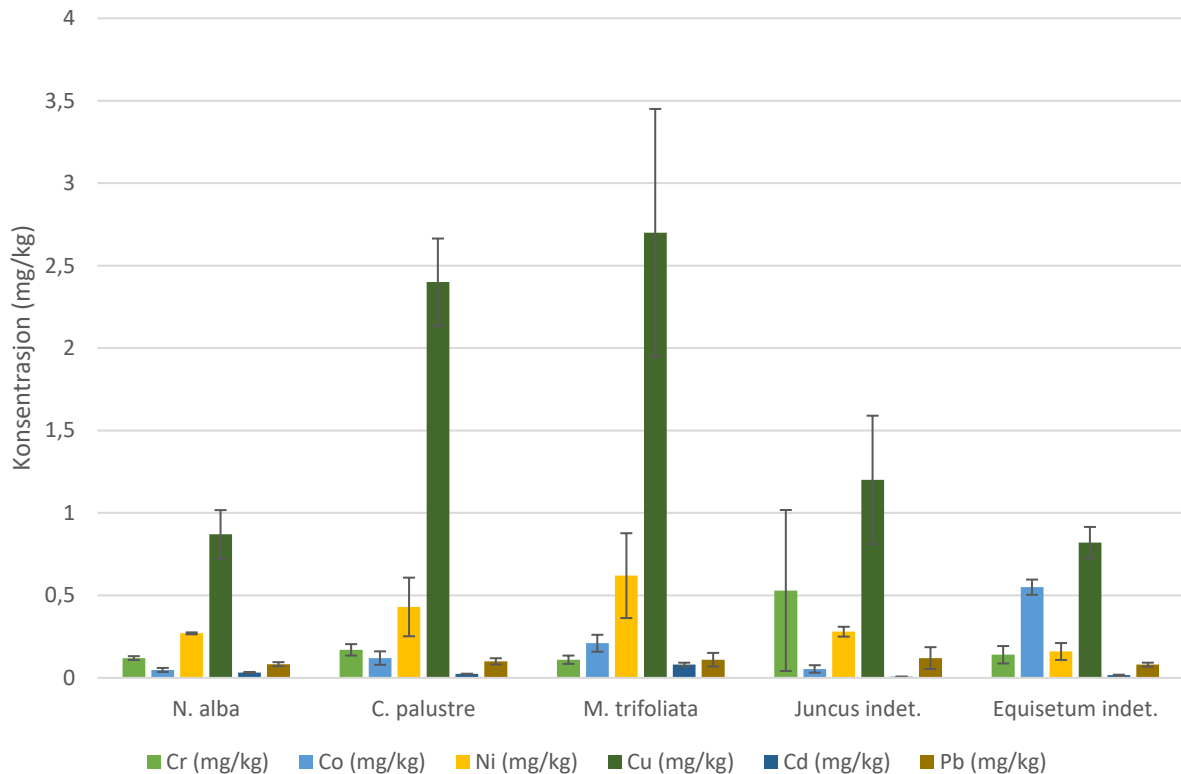
4.6 Sedimenter, bunndyr og makrofytter

De målte konsentrasjonene av spormetaller i sedimenter var relativt lave, tilsvarte tilstandsklasse I eller II for utvalgte metaller (vedlegg VIII). Metallkonsentrasjonene var lavere i bunndyr enn i sedimenter, med unntak av Cu, Cd og Na, hvor anrikningsfaktoren var litt over 1 (Figur 16).

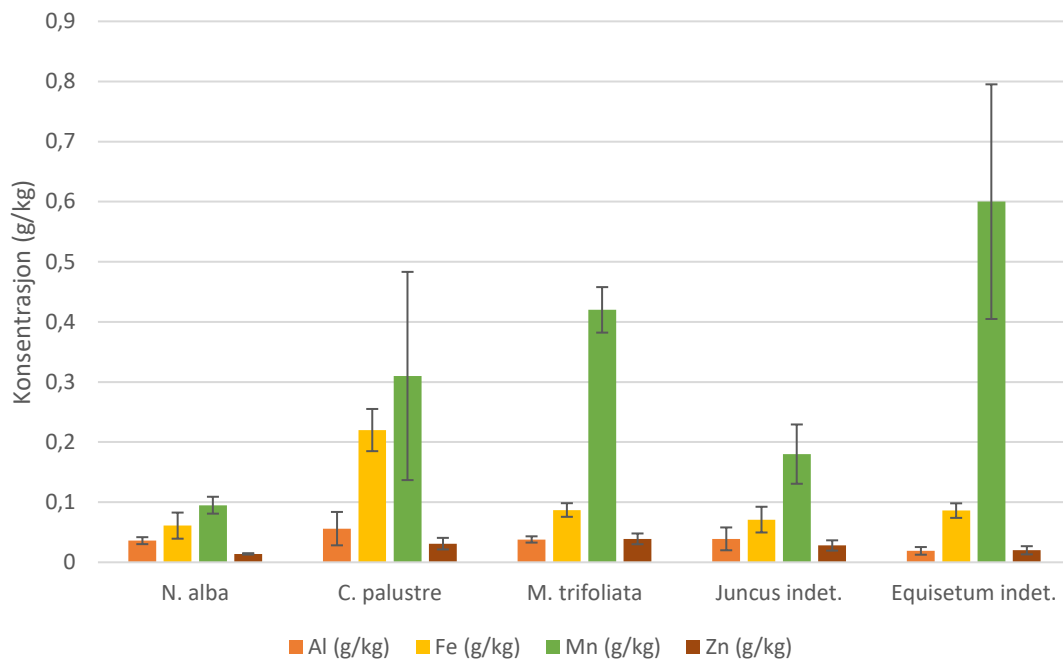


Figur 16: Forholdet mellom konsentrasjon av utvalgte metaller i bunndyr og sedimenter fra Oppegårdstjern. Faktor < 1 antyder at metallet ikke anrikes i næringskjeden, mens faktor > 1 antyder en anrikning. Sort linje marker faktor 1, hvor forholdet er 1:1.

Det var målt høyere konsentrasjoner av Cu enn av andre spormetaller målt i mg/kg i makrofyttene (Figur 17). For flere arter var det stor variasjon i dataen, noe ga økt standardavvik. Av spormetallene målt i g/kg var det målt høyest konsentrasjon av Mn, men standardavviket var høyt for flere av artene (Figur 18). Det var statistisk signifikant forskjell i konsentrasjon av samme spormetall mellom flere av makrofyttene (vedlegg XIII).



Figur 17: Gjennomsnittskonsentrasjon av diverse spormetaller (mg/kg), inkl. standardavvik, i tørrvekt av utvalgte planter hentet fra strandsonen i Oppegårdstjern. Gjennomsnittet er basert på 3 prøver av hver plantetype.



Figur 18: Gjennomsnittskonsentrasjon av diverse spormetaller (g/kg), inkl. standardavvik, i tørrvekt av utvalgte planter hentet fra strandsonen i Oppegårdstjern. Gjennomsnittet er basert på 3 prøver av hver plantetype.

5. Diskusjon

5.1 Fordeling og faktorer som påvirker tungmetaller i Oppegårdstjern

5.1.1 Nedbør

Det har i gjennomsnitt vært mindre nedbør gjennom vår- og sommersesongen i Oppegårdstjern i 2021 sammenliknet med normalperioden (Figur 5). Det kan derfor forventes å ha vært lavere vannføring og begrenset avrenningen fra nedbørfeltet i Oppegårdstjern enn vanlig under prøvetakningsperioden og første halvår av 2021. I slutten av juli var det derimot en kortvarig periode med veldig mye nedbør (Figur 4), hvor det kunne forventes økt avrenning. Det var ingen tydelig sammenheng mellom nedbørsmengde og konsentrasjonsprofilene for spormetaller i Oppegårdstjern. Verken metaller eller andre konstituenten (DOC, Ca, Cl) hadde en tydelig konsentrasjonsøkning i noen lag av vannmassene i etterkant av nedbørsperiodene (Figur 9, 10, 11, 12 og 13). En mulig årsak kan være at høy vannføring kan ha en fortynnende effekt på konstituenten i avrenningsvann, slik demonstrert for DOC i avrenningsvann fra et boreal nedbørfelt (Oni *et al.*, 2013). Effekten av individuelle nedbørshendelser på metalltilførsler til innsjøen er derfor usikker, og kommer ikke fram i denne analysen. Økt avrenning av metaller fra nedbørfeltet resulterer ikke nødvendigvis i økt konsentrasjon i resipient pga. fortynning. Eventuelt holdes metallene i stor grad tilbake i nedbørfeltet, slik at i kortsiktige nedbørsvariasjoner ikke er av særlig betydning.

5.2.1 Temperatursjiktning og oksygenforhold

Temperaturen i overflatevannet i Oppegårdstjern økte gradvis gjennom sommeren, og det ble utviklet en vedvarende temperatursjiktning (Figur 6). Denne lagdelingen av vannmassene kan påvirke vannkjemien på ulike måter. Vannmassene hindres fra å sirkulere, og løste stoffer og partikler kan derfor oppkonsentreres i bestemte lag i vannmassene. Flere metaller hadde en viss akkumulering i hypolimnion i de senere sommermånedene, deriblant Cd, Zn, Pb (Figur 12) og Al. Samtlige av disse metallene hadde statistisk signifikante konsentrasjonsforskjeller mellom topp- og bunnvann i én eller flere av prøvetakningsmånedene (Tabell 2). Al, Fe, Zn, Cd, Pb og Co korrelerte dessuten sterkt positiv med temperatur i Spearman-analysen (vedlegg X), noe som tyder på opphoping i hypolimnion grunnet manglende sirkulasjon.

Temperatursjiktning vil påvirke redoksforholdene i hypolimnion ettersom oksygen gradvis brukes opp i fravær av sirkulasjon. En oksygengradient ble etablert i Oppegårdstjern utover sommeren, med konsentrasjoner så lave som 0,06 mg/L (0,30 % metning) (Figur 7). Tap av oksygen i hypolimnion under nedbrytning skaper reduserende forhold, noe som kan føre til

utlekkning av diverse 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 sedimenters. Særlig Fe hadde relativt høye konsentrasjoner i overflatesedimentene (vedlegg IX). Både Fe og Mn økte betydelig i konsentrasjon i hypolimnion mot slutten av sommeren (Figur 11), og korrelerte negativt med oksygen i bunnvannet langs førstekomponentaksen (Figur 14). Dette skyldes at disse metallene blir redusert til løselige tilstandsformer under anoksiske forhold, med påfølgende utlekkning fra sedimentene. Det var ikke statistisk signifikant forskjell i Fe- og Mn-konsentrasjon mellom topp- og bunnvann (Tabell 2), noe som kan skyldes stor konsentrasjonsforskjell mellom 9 og 11 meters dybde i juli og august. Flere målinger i bunnvannet (f.eks. hver meter eller ½ meter) kunne redusert variasjonen i dataen. Utfelling av Fe(II) til FeS anses som lite betydningsfullt da det var jevne konsentrasjoner av sulfat gjennom vannmassene utover sommeren (vedlegg IV).

Også Co, Pb, Cd og Zn økte i konsentrasjon mot slutten av sommeren (Figur 11 og 12). Fe- og Mn- oksider kan styre fordelingen av andre metaller ved å danne komplekser (Xue, Gächter og Sigg, 1997). Fe og Mn korrelerte med hverandre og med Co og Pb langs PC1-aksen i bunnvannet. En annen studie demonstrert tydelig korrelasjon mellom Mn-oksider og Co i en innsjø under anoksiske forhold, men ingen korrelasjon mellom Pb til verken Fe eller Mn (Hamilton-Taylor *et al.*, 2005). En studie fra en boreal innsjø i Russland fant også tydelig korrelasjon mellom Mn, Fe og Co under temperatursjiktning om sommeren, men varierende sammenheng mellom Fe eller Mn og divalente metaller (Ni, Cu, Pb, Cd og Zn) (Pokrovsky *et al.*, 2012). Zn og Cd hadde dessuten ulike dybdeprofiler enn Fe og Mn, og anrikningen av disse spormetallene i hypolimnion skyldes trolig andre mekanismer enn kun Fe/Mn-redokssykluser. En mulighet er at de tas opp av fytoplankton i overflatevann under primærproduksjon, og frigjøres i hypolimnion ved nedbrytning av organisk materiale (Balistrieri, Murray og Paul, 1992). Nedbrytning krever oksygen, noe som kan forklare den negative korrelasjonen med oksygen i PCA-analysen. Biologisk opptak og frigjøring har også vist seg å være viktig for Zn og Cu i temperaturstratifiserte innsjøer (Morfett, Davison og Hamilton-Taylor, 1988). Cu viste derimot ingen signifikant utvikling gjennom sommeren i Oppegårdstjern.

5.1.2 Organisk materiale

DOC kan ha stor betydning for mobilitet og biotilgjengeligheten av spormetaller i boreale innsjøer pga. adsorpsjon til negativt ladde overflatearealer på løste organiske molekyler. Konsentrasjon av DOC i Oppegårdstjern var jevnt høy nedover vannmassene gjennom hele prøvetakningsperioden (Figur 9). DOC var heller ikke korrelert med noen av metallene i PCA-analysen i topp- og bunnvann (Figur 14) eller Spearmans korrelasjonsanalyse (vedlegg X). DOC virker derfor ikke å være en viktig styrende faktor for fordeling av spormetaller i selve innsjøen. Flere andre studier har derimot påvist positiv korrelasjon mellom DOC og en rekke tungmetaller i vannforekomster (Burton, Aherne og Hassan, 2013; Hamilton-Taylor, Davison og Morfett, 1996). I humusrike innsjøer vil ofte en større fraksjon av metaller holdes i løsning som organiske kolloider (Shirokova *et al.*, 2013), og det er mulig at DOC bidrar med å øke den løste fraksjonen av spormetaller i Oppegårdstjern selv om det har påvisbar effekt på fordelingen.

DOC viktig for mobilitet og transport av metaller i nedbørfeltet (Oni *et al.*, 2013). Nedbørfeltet til Oppegårdstjern er i stor grad preget av skog- og myrområder (Figur 2), og mye av metallene som tilføres nedbørfeltet forventes derfor å holdes tilbake. I boreale nedbørfelt kan humuslag i jordsmonnet stå for så mye som 51-81% av retensjonen av Cu og Cd (Ukonmaanaho *et al.*, 2001). Det kan være ulik retensjon av spormetaller i våtmark og skog grunnet forskjeller i forvittringsrate fra berggrunnen og mobilitet av DOC (Lidman *et al.*, 2014). Den relative betydningen av DOC-mediert metalltransport fra myr- og skoglandskap i boreale nedbørfelt påvirkes av nedbør, temperatur og lokal karakteristikk av nedbørfeltet (Köhler *et al.*, 2009; Moody *et al.*, 2013). I Oppegårdstjern var det ingen temporale endringer DOC-konsentrasjon gjennom sommeren (Figur 9), til tross for lokale variasjoner i både nedbør (Figur 4) og temperatur (vedlegg II). Dette tyder på at det har vært jevne tilførsler av DOC og DOC-bundne metaller til innsjøen gjennom prøvetakningsperioden. Effekt av DOC på mobilitet og transport av metaller avhenger også av spesifikke metallers affinitet for organisk materiale (Lidman *et al.*, 2014). Metaller med høy affinitet for DOC vil ha redusert avrenning dersom DOC holdes tilbake i nedbørfeltet, men økt avrenning ved mobilisering av DOC. Det var relativt høye nivåer av DOC i Oppegårdstjern, så det antas at DOC er en viktig transportvektor for enkelte spormetaller. Det kan være ulike kjemiske forhold i resipient og nedbørfelt, så spormetallene forblir ikke nødvendigvis kompleksbundet til DOC etter de er transportert ut i innsjøen.

5.1.2 Potensiell vegforurensning

Sammenliknet med andre vegnære innsjøer i Sørøst-Norge (Saunes, Værøy og Åstebøl, 2017) lå den målte konsentrasjonen av spormetaller i Oppegårdstjern på det jevne innenfor normalen. Konsentrasjonen av Fe, Mn, Cd og Ni samsvarte godt med andre vegnære innsjøer, og lå nær gjennomsnittskonsentrasjonene i både topp- og bunnvann (vedlegg XIV). Én av innsjøene (Gravtjønn) hadde svært høye jernkonsentrasjoner i bunnvannet sammenliknet med andre innsjøer, og trakk opp gjennomsnittskonsentrasjonen kraftig. Målt konsentrasjon av Pb var i gjennomsnitt noe høyere i de andre innsjøene enn i Oppegårdstjern, mens konsentrasjonen av Zn og særlig Cu var betydelig høyere i både topp- og bunnvann. Disse metallene er blant de vanligste metallene i vegforurensning (Barber *et al.*, 2006), og kan være en indikator på påvirkning fra veg. Det var relativt store variasjoner i Cl og Na fra undersøkelsen i 2017 (hhv. 4,9-110 mg/L og 2,9-55 mg/L), og nivåene i Oppegårdstjern befant seg i den lavere enden av spekteret. Oppegårdstjern var derfor tilsynelatende noe mindre påvirket av vegforurensning enn flere andre vegnære innsjøer i Sørøst-Norge, noe som kan skyldes tilbakeholdelse av spormetaller i nedbørfeltet.

Fordi mye av metallene antas å holdes tilbake i jordsmonnet i nedbørfeltet, kan avrenning av metaller i stor grad begrenses til direkte transport via sprekker i berggrunnen eller bekker. Det er kun én innløpsbekk til Oppegårdstjern på nordvestsiden av vannet, hvor E134 krysser nedbørfeltet (Figur 1). Denne bekken går gjennom en myrlendt skogområde (Figur 2), hvor en del av metallene kan filtreres bort.

Det er vanskelig å vurdere betydningen av vegforurensning sammenliknet med andre kilder til metaller i innsjøen. Tilstandsklassene i veilederen er fastsatt på generelt grunnlag, og overskriding av klasse I betyr ikke automatisk at det er forurensning. Komposisjon av berggrunnen og forvittringsrte er en viktig naturlig tilførsel av metaller i boreale økosystemer (Starr *et al.*, 2003). Samlingen av metaller i PCA-analysen for overflatevann kan tyde på at de stammer fra samme geologiske kilde (Figur 14). Jordbruk kan også øke avrenning av metaller til vannforekomster, både ved gjødsling og jordbearbeiding (Bonten, Romkens og Brus, 2008). Usikkerhet rundt kildene til metaller gjør at det kun kan spekuleres i betydningen av vegforurensning. Til framtidige analyser hadde det vært interessant å måle metallkonsentrasjonene ved flere punkter i innløpsbekken nord for innsjøen for å undersøke hvor mye metaller som transporteres fra vegen og hvor mye som filtreres bort i myra. Det hadde også vært interessant å analysere metallinnholdet i jordprøver fra ulike punkter i nedbørfeltet.

Det ville vist hvor mye metallnivåene endres fra grøftekanten langs vegen og nedover mot innsjøen, og om det er forskjell på hvilke metaller som holdes mest tilbake.

Avrenning av vegsalt kan også påvirke metaller i Oppegårdstjern. Kloridkonsentrasjonene i Oppegårdstjern har økt med ~32% fra perioden 1942-1979, hvor gjennomsnittskonsentrasjonen var 6,5 mg/L (Holtan, 1995). Denne økningen kan skyldes avrenning av vegsalt i etterkant av vegutbygging. Det mangler data fra da Oslofjordforbindelsen sto ferdig i 2000, så betydning av vegsalt er likevel usikker. I vegnære innsjøer kan tilførsel av Na og Cl fra vegsalt påvirke mobilitet og transport av metaller. Det var derimot ingen tydelig korrelasjon mellom Cl, Na og metaller Oppegårdstjern, foruten at Cl og Zn var korrelert i bunnvannet (Figur 14). Zn og Cl var ikke korrelert i overflatevann eller i Spearman-analysen (vedlegg X), så korrelasjonen i bunnvannet antas å være tilfeldig. Flere studier har funnet tydelige sammenhenger mellom vegsalt (NaCl) og løselighet av metaller som Fe, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni og Cu (Amrhein, Strong og Mosher, 1992; Bäckström *et al.*, 2004). Det er derfor mulig at NaCl holder en større andel av metallene i Oppegårdstjern i løsning selv om det ikke var en beviselig styrende faktor for fordelingen.

Det var heller ikke antydning til kjemisk sjiktning i Oppegårdstjern som følge av vegsaltavrenning, da det var liten forskjell i konduktivitet mellom topp- og bunnvann tidlig på våren (Figur 8). Kjemisk sjiktning kan defineres som en forskjell i kloridkonsentrasjon på 10 mg/L mellom topp- og bunnvann etter antatt fullsirkulasjon (Bækken og Haugen, 2006). Kloridkonsentrasjonen i Oppegårdstjern var jevn gjennom hele prøvetakningsperioden, med konsentrasjoner mellom 9,5-10,5 mg/L (Figur 10). Ved kjemisk sjiktning vil dessuten oksygenkonsentrasjonen reduseres i bunnvannet på samme måte som ved temperatursjiktning. Dette var ikke tilfelle i Oppegårdstjern, da oksygennivåene er omtrent jevne gjennom vannmassene i starten av mai (Figur 7).

5.3 Økologisk betydning av tungmetaller

Samtlige spormetaller befant seg i tilstandsklasse II (tilsvarende god) i Miljøveileder M108-16, med unntak av overflatekonsentrasjonen av Zn som tilsvarte klasse I (vedlegg VIII). I økologisk sammenheng er det derfor lite grunn til bekymring for toksiske effekter. Metallkonsentrasjonene samsvarte relativt bra med tilsvarende målinger fra en undersøkelse fra Oppegårdstjern gjennomført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 2013, hvor de fleste metallene var i samme tilstandsklasse som i dag (Bækken, 2014). Konsentrasjonen av Cu har derimot gått fra klasse III og IV i 2013 til klasse II i 2021. Det er viktig å nevne at målingene

fra i 2013 ble gjennomført halvannen måned senere på høsten enn siste måling fra 2021, så miljøforholdene kan være forskjellige som følge av sesongvariasjoner. Dette reduserer sammenliknbarheten til resultatene. Likhetene mellom dagens resultater og historiske data tyder likevel på at forurensningssituasjonen ikke har endret seg i særlig grad.

5.3.2 Opptak i bunndyr

Fordi spormetaller har høy affinitet for ligander, vil en stor andel i innsjøer være i partikulær tilstandsform og felt ut i sedimentene. Akkumulering i sedimentene reduserer biotilgjengeligheten av metallene for organismer i vannfasen, men gjør organismer som opptar næring fra sedimentene mer utsatt. Av metallene som er listet i miljødirektoratets veileder, var konsentrasjonene av Cr, Ni og Cu på bakgrunnsnivå (klasse I), mens Zn, Cd og Pb tilsvare klasse II (Tabell 3). Tilgjengeligheten av metaller for bentiske organismer påvirkes av metallegenskaper og egenskaper ved sedimentene, f.eks. pH, redoksforhold, partikkelstørrelsesfordeling, organisk materiale og Fe/Mn-hydroksider (Chapman *et al.*, 1999). Måling av metallkonsentrasjoner i sedimentene er derfor ikke tilstrekkelig indikator på potensielle toksiske effekter som kan forekomme i biota (Borgmann *et al.*, 2004).

Generelt var metallkonsentrasjonen i bunndyrene lavere enn i sedimentene (vedlegg XII), noe som tyder på lavt opptak og lite biotilgjengelige tilstandsformer av metaller. En studie fant at humusinnhold i sedimentene reduserer mengden Cu og Cd i porevannet, som videre reduserer biotilgjengelighet og toksisitet av disse elementene i bunndyr (Besser *et al.*, 2003). Humusinnholdet i sedimentprøvene fra Oppegårdstjern ble ikke målt, men det antas relativt høyt innhold pga. alloktone tilførsler fra nedbørfeltet som sedimenteres. Dette kan begrense biotilgjengeligheten av spormetaller i sedimentene. Unntaksvis ble det funnet en svak anrikning av Na, Cu og Cd, i bunndyrene (Figur 16). Cu og Cd kan potensielt skape negative effekter for bunndyrene og for organismer oppover i næringskjeden ved trofisk overføring. Det har blitt rapportert varierende biotilgjengelighet av Cu, Cd og andre spormetaller fra forskjellige studier av samme art, eksempelvis fjærmygg (Desrosiers *et al.*, 2008; Di Veroli *et al.*, 2014). Dette understreker viktigheten av spesifikke fysiokjemiske forhold i sedimentene for biologisk opptak og biotilgjengelighet av metaller.

Opptaket av spormetaller kan variere stort mellom ulike arter av bunndyr fra samme innsjø, hvilket indikerer artsspesifikke opptaksmekanismer (Tulonen *et al.*, 2006). I Oppegårdstjern var kun vårfluelarver (*Trichoptera*) analysert for spormetaller, men de er ikke nødvendigvis representative for andre bentiske organismer. Et studie som undersøkte opptak av diverse

spormetaller i den bentiske organismen *Limnodrilus* fant at Cd, Cu, Ni, Pb og Zn i hovedsak ble tatt opp som frie ioner fra vannmassene (Vink, 2002). Dette fordi *Limnodrilus* graver kanaler i sedimentene hvor vann strømmer gjennom. En studie fra Lativa fant derimot at konsentrasjon av metaller (Cd, Pb, Ni og Cu) i bunndyr korrelerte sterkere med konsentrasjon i sediment enn i vannmasse (Klaviņš *et al.*, 1998). Artsforskjeller gjør at det ville ha vært interessant å analysere metallinnholdet i et større utvalg bentiske organismer.

5.3.3 Opptak i makrofytter

Opptak av spormetaller i makrofytter kan skje både via røttene fra sedimenter og via skuddene fra vannfasen (Denny, 1980). Det har blitt funnet at fleste makrofytter med røtter i sedimentene tar opp mesteparten av kjemiske stoffer fra sedimentene (Jackson, 1998). Studier har funnet at makrofytter som har røtter i sedimentene ofte har mer effektiv oppkonsentrering av spormetaller (Ramachandra *et al.*, 2018). *N. alba* fra Oppegårdstjern hadde i gjennomsnitt litt lavere konsentrasjoner av Mn og Cu enn de andre makrofyttene (Figur 17 og 19), og statistisk signifikant lavere Cu-konsentrasjoner enn *C. palustre* og *M. trifoliata*. En studie på drivhusdyrkede vannliljer demonstrerte at vannliljer i hovedsak akkumulerer spormetaller i kjertler som er i direkte kontakt med vann eller gjørme, men at det foregår lite transport mellom rot og skudd (Lavid, Barkay og Tel-Or, 2001). Det er derfor mulig at spormetallene i bladene til *N. alba* fra Oppegårdstjern er akkumulert fra vannfasen og ikke fra sedimentene. I hvilket omfang ulike spormetaller tas opp og transporteres fra rot til skudd avhenger av type metall, plantetype og miljøforhold (Greger og Kautsky, 1993).

Flere typer makrofytter har vist seg å ha effektivt opptak av spormetaller i laboratoriestudier (Rai *et al.*, 1995). Toksisiteten av spormetaller i makrofytter varierer, ofte basert på om et spesifikt metall er essensielt eller ikke-essensielt (Basile *et al.*, 2012). For eksempel er Cu og Zn essensielle mikronæringsstoffer i planter, og er kun toksiske i overfløydige konsentrasjoner (Li og Xiong, 2004). Konsentrasjonen av Cu i makrofyttene i Oppegårdstjern var betydelig høyere enn andre metaller målt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Figur 18). Nivåene var også relativt høye sammenliknet med sedimentkonsentrasjonene, hvor Cu ikke var i særlig overflod (Tabell 3). Dette kan tyde på at makrofytter har mer effektiv oppkonsentrering av Cu sammenliknet med andre metaller spormetaller. Flere andre studier har påvist effektivt opptak av Cu fra vann hos forskjellige typer makrofytter, et opptak som er tilrettelagt av membrantransportproteiner (Basile *et al.*, 2012; Sancenón *et al.*, 2004). Tidligere studier har demonstrert at Cu i makrofytter hovedsakelig tas opp fra sedimentene via røttene, men at de transporteres og oppkonsentreres i skuddene (Krayem *et al.*, 2016; Xue *et al.*, 2010). Denne mekanismen kan ligge til grunn for de høye

konsentrasjonene av Cu i blad og stengler i makrofyttene fra Oppegårdstjern. Direkte opptak av Cu fra vannfasen har derimot vist seg å være en viktig mekanisme i makrofytter som er helt nedsenket i vann, eller som har blader som flyter på vannoverflaten (Heisey og Damman, 1982). Cu i bladene til *N. alba* er derfor trolig tatt opp fra vannfasen i Oppegårdstjern, hvilket er i overenstemmelse med funnene til Lavid, Barkay og Tel-Or (2001).

Opptak og intern transport av metaller varierer blant ulike typer makrofytter, noe som belyses av statistisk signifikante forskjeller i metallkonsentrasjon i skuddene mellom flere arter fra Oppegårdstjern (vedlegg XIII). Det var også forskjeller blant ulike metaller når det gjelder konsentrasjon i sedimenter vs. konsentrasjon i makrofytter. Pb hadde for eksempel veldig mye lavere gjennomsnittskonsentrasjon i makrofytter fra Oppegårdstjern sammenlignet med sedimentene (0,095 mg/kg vs. 28 mg/kg, dvs. 294 ganger høyere i sedimentene). Til kontrast var sedimentkonsentrasjonene av Cu og Mn hhv. 11,6 og 4,21 ganger høyere enn i makrofyttene. Det betyr at opptaket av Pb i makrofytter fra sedimentene i Oppegårdstjern er svært lavt, eller at overføring av Pb fra rot til skudd ikke forekommer. En studie fra 1983 undersøkte vertikal transport av Pb fra rot til skudd i makrofytter (*P. foliosus* og *N. guadalupensis*) eksponert for kunstig kontaminerte sedimenter på laboratorium. Det ble påvist høye konsentrasjoner av Pb i røttene til makrofyttene, men i skuddene var konsentrasjonene i testgruppen tilsvarende kontrollgruppen (Knowlton, Boyle og Jones, 1983). Til framtidige studier hadde det vært interessant å måle metallkonsentrasjonene i både rot og skudd hos aktuelle makrofytter.

5.4 Samlet vurdering og framtidige utfordringer

Flere faktorer kan påvirke konsentrasjon og fordeling av metaller i Oppegårdstjern. Innsjøkjemi er et resultat av et komplekst samspill mellom regionale vær- og klimaforhold og lokal karakteristikk i nedbørfelt og innsjø. Vertikale og temporale konsentrasjonsprofiler alene er derfor ikke tilstrekkelig til å belyse kompleksiteten av prosesser som påvirker metallfordelingen i Oppegårdstjern. Dette illustreres også i PCA-analysen, hvor PC1 og PC2 til sammen kun forklarer 60,9% og 57% av variasjonen i datasettet av hhv. overflatevann og bunnvann. Enkelte parametere ble ikke målt i denne studien, deriblant pH, alkalinitet, partikulær fraksjon av metaller og total organisk karbon (TOC). Til framtidig forskning er dette parametre det er viktig å inkludere for å få gi en mer helhetlig forståelse av metallkjemi.

Oppgaven forsøker å belyse noen sentrale faktorer som påvirker fordeling og opptak av spormetaller i Oppegårdstjern. Det individuelle bidraget til hver faktor er vanskelig å fastslå,

blant annet fordi man i feltstudier ikke kan isolere og vurdere enkeltvariabler hver for seg. Samme variabel kan ha motstridende effekter, eller ulik effekt på ulike metaller. DOC kan eksempelvis gi økt mobilitet og redusert biotilgjengelighet av metaller på samme tid (Porcal *et al.*, 2009). Nettoeffekten av DOC på metalloptak i organismer derfor usikker. Oksygen har varierende effekt på metallers løselighet og tilstandsform, avhengig av hvor redokssensitive spesifikke metaller er (Magalhães *et al.*, 2015). Oppførsel av spormetaller i reduserende/oksidierende forhold varierer dessuten blant ulike vannforekomster, og samme metall kan vise ulik karakteristikk i forskjellige systemer (Hamilton-Taylor, Davison og Morfett, 1996).

I framtiden forventes intense nedbørsperioder i boreale økosystemer. Med 10% nedbørsøkning i boreale soner forventes 30% økt mobilisering av organisk materiale fra jordsmonn til vannforekomster (de Wit *et al.*, 2016). Dette kan gi økt transport av DOC-bundne metaller ut i innsjøer. Kombinert med økt antropogene aktiviteter i nedbørfeltet, særlig utbygging av RV23, kan det forventes økte tilførsler av spormetaller til Oppegårdstjern framtiden. Interaksjonen mellom spormetaller og DOC kan også endres i respons til klimaendringer (Shiller *et al.*, 2004), med påfølgende effekter på tilstandsform og biologisk opptak. Økt omsetning av organisk materiale vil dessuten raskere tømme hypolimnion for oksygen og påvirke spormetaller slik diskutert i 5.2.1. Denne oppgaven har vist at ulike organismer har varierende evne til å ta opp spormetaller fra vannmasse og sedimenter. Endring i metallers løselighet og tilstandsform i respons til for eksempel oksygenforhold og DOC kan endre hvilke metaller som blir mest biotilgjengelige, og hvilke organismer som blir mest eksponert. Til framtidig forskning vil det være behov for kontinuerlig overvåkning av spormetallnivåene i frie vannmasser, sedimenter og biota.

6. Konklusjon

Konsentrasjon av spormetaller i vannmassene i Oppegårdstjern viste varierende utvikling gjennom sommersesongen i 2021. Konsentrasjonsmaksimum av løst Fe, Mn og Co ved grensesnittet mellom vann og sedimenter tyder på at remobilisering fra sedimenterte partikler er en viktig prosess for disse elementene under anoksiske forhold. Zn, Cd og Pb ble også anrikt etter sprangsjiktet, men ser ut til å bli styrt i hvert fall delvis av andre faktorer enn oksygenforhold. Manglene korrelasjon mellom DOC og metaller indikerer at DOC ikke en viktig styrende faktor for fordelingen av spormetaller i Oppegårdstjern. DOC kan likevel være av betydning for mobilitet og transport av spormetaller fra nedbørfeltet, i tillegg til å holde en større fraksjon av metallene i løsning. Basert på lave målte metallkonsentrasjoner i vannfasen, er Oppegårdstjern tilsynelatende lite påvirket av vegforurensning, og mye av metallene som tilføres nedbørfeltet fra naturlige og antropogene kilder holdes trolig tilbake i jordsmonnet. I økologisk sammenheng er det lite grunn til bekymring for toksiske effekter, ettersom det er vist lave tilstandsklasser av metaller i vann og sedimenter, og generelt lavt biologisk opptak. Mer detaljerte analyser av opptak i organismer fra flere trofiske nivåer er likevel nødvendig for å gjøre en helhetlig vurdering av den økologiske betydningen av spormetaller. Til framtidige undersøkelser bør det gjøres analyser av jordsmonn og innløpsbekker i nedbørfeltet for å kartlegge kilder til metaller. Mer omfattende innsjøundersøkelser er også nødvendig for å få økt kunnskap om styrende faktorer for fordeling og biologisk opptak av spormetaller i boreale innsjøer. I møte med klimaendringer og økt antropogent press på nedbørfeltet vil det være viktig med kontinuerlig overvåkning i Oppegårdstjern og liknende innsjøer både med hensyn til metaller og andre potensielle forurensninger.

7. Litteratur

- Adrian, R. *et al.* (2009) Lakes as sentinels of climate change, *Limnology and Oceanography*, 54(6), 2283-2297. https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283
- Amrhein, C., Strong, J. E. og Mosher, P. A. (1992) Effect of Deicing Salts on Metal and Organic Matter Mobilization in Roadside Soils. , *Environmental Science and Technology*, 26(4), 703-709. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/es00028a006>
- Arheimer, B. *et al.* (2005) Climate Change Impact on Water Quality: Model Results from Southern Sweden, *Ambio*, 34(7), 559-566. Tilgjengelig fra: <http://www.jstor.org/stable/4315653> (Lest: 2022/05/09/).
- Balistrieri, L. S., Murray, J. W. og Paul, B. (1992) The biogeochemical cycling of trace metals in the water column of Lake Sammamish, Washington: Response to seasonally anoxic conditions, *Limnology and Oceanography*, 37(3), 529-548. <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.3.0529>
- Barber, M. E. *et al.* (2006) Phase 1: Preliminary Environmental Investigation of Heavy Metals in Highway Runoff. WA-RD 661.1: Washington State Transportation Center (TRAC). (Lest: 14. februar 2022).
- Basile, A. *et al.* (2012) Toxicity, Accumulation, and Removal of Heavy Metals by Three Aquatic Macrophytes, *International Journal of Phytoremediation*, 14(4), 374-387. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.620653>
- Berge, D. (1991) Forurensningsutvikling i drikkevannskilden Oppedgårdstjernet i Frogn kommune - Årsakssammengeng. NIVA-raååpr L.nr. 2533. Akershus: NIVA.
- Besser, J. *et al.* (2003) Effects of organic amendments on the toxicity and bioavailability of cadmium and copper in spiked formulated sediments, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(4), 805-815. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.019>
- Bonten, L. T. C., Romkens, P. F. A. M. og Brus, D. (2008) Contribution of Heavy Metal Leaching from Agricultural Soils to Surface Water Loads, *Environmental Forensics*, 9(2-3). <https://doi.org/10.1080/15275920802122981>
- Borgmann, U. *et al.* (2004) Assessing the cause of impacts on benthic organisms near Rouyn-Noranda, Quebec, *Environmental Pollution*, 129(1), 39-48. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.023>
- Burton, A., Aherne, J. og Hassan, N. (2013) Trace Metals in Upland Headwater Lakes in Ireland *Ambio*, 42(6), 702-714. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0381-y>
- Bäckström, M. *et al.* (2004) Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment., *Water Research*, 38(3), 720-732. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.11.006>
- Bækken, T. og Haugen, T. (2006) Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer: Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH. Statens Vegvesen. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/192512> (Lest: 24. februar 2022).
- Bækken, T. (2014) Vann- og sedimentkvalitet i Oppedgårdstjern, Frogn kommune i 2013, før utvidelse av RV23. . RAPPORT L.NR. 6612-2014. Viken (tidl. Akershus): Norsk institutt for vannforskning Tilgjengelig fra: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/216518/6612-2014_200dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Lest: 23. november 2021).
- Caplanne, S. og Laurion, I. (2008) Effect of chromophoric dissolved organic matter on epilimnetic stratification in lakes, *Aquatic Sciences*, 70(2), 123-133. <https://doi.org/10.1007/s00027-007-7006-0>
- Chapman, P. M. *et al.* (1999) Appropriate Applications of Sediment Quality Values for Metals and Metalloids, *Environmental Science and Technology*, 33(22), 3937-3941. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/es990083n>
- Couture, R. *et al.* (2015) Oxygen dynamics in a boreal lake responds to long-term changes in climate, ice phenology and DOC inputs, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120(11), 2441-2456. <https://doi.org/10.1002/2015JG003065>
- de Wit, H. A. *et al.* (2016) Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate, *Environmental Science and Technology Letters*, 3(12), 430-435. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00396>

- Denny, P. (1980) Solute movement in submerged angiosperms, *Biological Reviews*, 55(1), 65-92. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1980.tb00688.x>
- Desrosiers, M. *et al.* (2008) Relationships among total recoverable and reactive metals and metalloids in St. Lawrence River sediment: Bioaccumulation by chironomids and implications for ecological risk assessment, *Science of The Total Environment*, 389(1), 101-114. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.019>
- Di Veroli, A. *et al.* (2014) Deformities of chironomid larvae and heavy metal pollution: From laboratory to field studies, *Chemosphere*, 112, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.053>
- Eklöf, K. *et al.* (2012) Spatial and temporal variation of THg concentrations in run-off water from 19 boreal catchments, 2000–2010, *Environmental Pollution*, 164, 102-109. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.024>
- Fasfous, I. I. *et al.* (2004) Kinetics of Trace Metal Competition in the Freshwater Environment: Some Fundamental Characteristics., *Environmental Science and Technology*, 38(19), 4979-4986. <https://doi.org/10.1021/es035427v>
- Folkesson, L. *et al.* (2009) Sources and Fate of Water Contaminants in Roads, i Dawson, A. (red.) *Water in Road Structures*: Springer, Dordrecht, s. 107-146.
- Gilmour, C. og Riedel, G. (2009) Biogeochemistry of Trace Metals and Metalloids i Likens, G. E. (red.) *Encyclopedia of Inland Waters* b. 2. Oxford: Elsevier Academic Press, s. 2-15.
- Greger, M. og Kautsky, L. (1993) Use of macrophytes for mapping bioavailable heavy metals in shallow coastal areas, Stockholm, Sweden, *Applied Geochemistry*, 8(2), 37-43. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(09\)80007-3](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(09)80007-3)
- Hamilton-Taylor, J., Davison, W. og Morfett, K. (1996) The biogeochemical cycling of Zn, Cu, Fe, Mn and dissolved organic C in a seasonally anoxic lake, *Limnology and Oceanography*, 41(3), 408-418. Tilgjengelig fra: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.4319/lo.1996.41.3.0408>.
- Hamilton-Taylor, J. *et al.* (2005) Resolving and modeling the effects of Fe and Mn redox cycling on trace metal behavior in a seasonally anoxic lake, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69(8), 1947-1960. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2004.11.006>
- Hanssen-Bauer, I. *et al.* (2005) Statistical downscaling of climate scenarios over Scandinavia, *Climate Research*, 29(3), 255-268. <https://doi.org/10.3354/cr029255>
- Heisey, R. M. og Damman, A. W. H. (1982) Copper and lead uptake by aquatic macrophytes in eastern Connecticut, U.S.A., *Aquatic Botany*, 14, 213-229. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(82\)90100-0](https://doi.org/10.1016/0304-3770(82)90100-0)
- Holtan, H. (1995) Råvannskvalitet - Utviklingstrend i vannkilder i Oslofjordområdet.
- Jackson, L. J. (1998) Paradigms of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants, *Science of The total Environment*, 219(2-3), 223-231. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00231-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00231-9)
- Jolliffe, I. T. og Cadima, J. (2016) Principal component analysis: a review and recent developments, *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 374(2065), 20150202. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>
- Kilden (2022) *Arealressurser*: NIBIO. Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?topic=arealinformasjon&lang=nb&X=7195706.12&Y=275054.87&zom=0&bgLayer=graatone_cache&catalogNodes=16,74 (Lest: 21. oktober 2021).
- Kļaviņš, M. *et al.* (1998) Metal accumulation in sediments and benthic invertebrates in lakes of Latvia, *Chemosphere*, 36(15), 3043-3053. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00010-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00010-1)
- Knowlton, M. F., Boyle, T. P. og Jones, J. R. (1983) Uptake of Lead from Aquatic Sediment by Submersed Macrophytes and Crayfish, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12, 535-541. Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF01056549.pdf> (Lest: 31. mars 2022).
- Kolbenstvedt, M., Solheim, T. og Amundsen, A. (2000) *Miljøhåndboken. Trafikk og miljøtiltak i byer og tettsteder*. Oslo: Transportøkonomisk institutt.

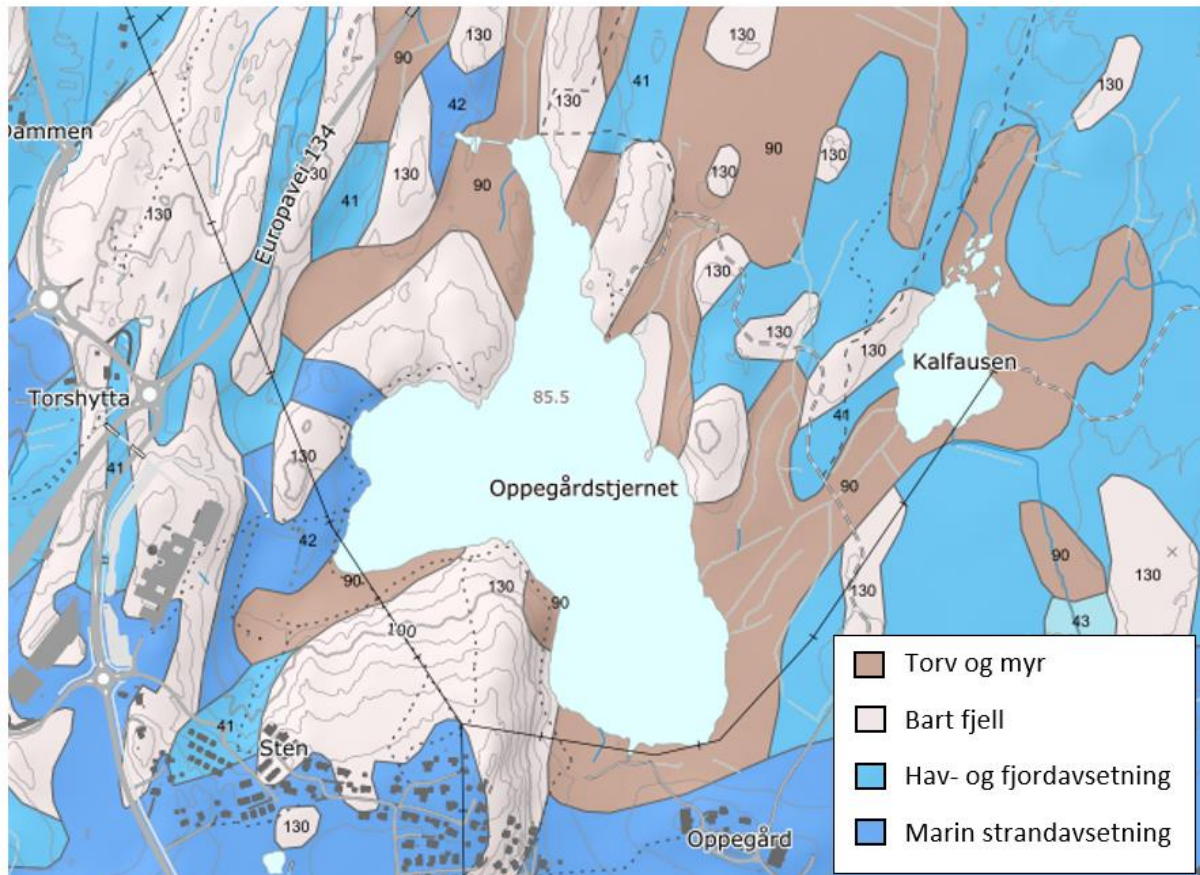
- Krayem, M. *et al.* (2016) Absorption and translocation of copper and arsenic in an aquatic macrophyte *Myriophyllum alterniflorum* DC. in oligotrophic and eutrophic conditions, *Environmental Science and Pollution Research* 23, 11129-11136.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-016-6289-x>
- Köhler, S. J. *et al.* (2009) Dynamics of stream water TOC concentrations in a boreal headwater catchment:
 Controlling factors and implications for climate scenarios, *Journal of Hydrology*, 373, 44-56.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.04.012>
- Larsen, S., Andersen, T. og Hessen, D. O. (2011) Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes, *Global Change Biology*, 17(2), 1186-1192.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02257.x>
- Lavid, N., Barkay, Z. og Tel-Or, E. (2001) Accumulation of heavy metals in epidermal glands of the waterlily (Nymphaeaceae), *Planta*, 212(3), 313-322. Tilgjengelig fra:
<https://www.jstor.org/stable/i23385160>.
- Li, T. og Xiong, Z. (2004) A Novel Response of Wild-Type Duckweed(Lemna paucicostataHegel.) to Heavy Metals, *Environmental Toxicology*, 19(2), 95-102. <https://doi.org/10.1002/tox.20000>
- Lidman, F. *et al.* (2014) Metal transport in the boreal landscape-the role of wetlands and the affinity for organic matter, *Environmental Science & Technology*, 48(7), 3783-3790.
<https://doi.org/10.1021/es4045506>
- Lund Research Ltd (2018) *Spearman's Rank-Order Correlation*. Tilgjengelig fra:
<https://statistics.laerd.com/statistical-guides/spearman's-rank-order-correlation-statistical-guide.php>.
- Magalhães, D. P. *et al.* (2015) Metal bioavailability and toxicity in freshwaters., *Environmental Chemistry Letters*, 13, 69-87. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10311-015-0491-9>
- Manahan, S. E. (1994) *Environmental Chemistry* butg. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers
- Meland, S. (2010) *Økotoksikologiske effekter på vegavrenning og tunnelvaskevann (på engelsk)* Dr.art. avhandling. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
- Miljødirektoratet (2016) Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. M-608/2016. Oslo: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra:
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf> (Lest: 1. april 2022).
- Moody, C. *et al.* (2013) The rate of loss of dissolved organic carbon (DOC) through a catchment, *Journal of Hydrology*, 492, 139–150. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.03.016>
- Morfett, K., Davison, W. og Hamilton-Taylor, J. (1988) Trace metal dynamics in a seasonally anoxic lake, *Environmental Geology and Water Sciences*, 11(1), 107-114.
<https://doi.org/10.1007/BF02587769>
- NGU (2022) *Løsmasser - Nasjonal løsmassedatabase*. Tilgjengelig fra:
https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/ (Lest: 21. oktober 2021).
- Norsk Klimaservicesenter (2021) *Observasjoner og værstatistikk*. . Tilgjengelig fra:
<https://seklima.met.no/> (Lest: 10. januar 2022).
- NVE (2022) *NVE Innsjødatabase*. Tilgjengelig fra: <https://temakart.nve.no/link/?link=innsjodatabase> (Lest: 10. januar 2022).
- Nystrand, M. I. *et al.* (2012) Metal speciation in rivers affected by enhanced soil erosion and acidity., *Applied Geochemistry* 27(4), 906-916.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.01.009>
- Oni, S. K. *et al.* (2013) Long-term patterns in dissolved organic carbon, major elements and trace metals in boreal headwater catchments: trends, mechanisms and heterogeneity, *Biogeosciences*, 10(4), 2315-2330. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2315-2013>
- Pokrovsky, O. S. *et al.* (2012) Size Fractionation of Trace Elements in a Seasonally Stratified Boreal Lake: Control of Organic Matter and Iron Colloids, *Aquatic Geochemistry*, 18(2), 115-139.
<https://doi.org/10.1007/s10498-011-9154-z>
- Porcal, P. *et al.* (2009) Humic substances—part 7: the biogeochemistry of dissolved organic carbon and its interactions with climate change, *Environmental Science and Pollution Research*, 16(6), 714-726. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0176-7>

- Rai, U. N. *et al.* (1995) Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: Removal of heavy metals, *Ecological Engineering*, 5(1), 5-12.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00011-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00011-7)
- Ramachandra, T. V. *et al.* (2018) Spatial patterns of heavy metal accumulation in sediments and macrophytes of Bellandur wetland, Bangalore, *Journal of Environmental Management*, 206, 1204-1210. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.014>
- Sahu, C. og Basti, S. (2020) Trace metal pollution in the environment: a review *International Journal of Environmental Science and Technology* 18, 211-224.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13762-020-02779-w>
- Sancenón, V. *et al.* (2004) The Arabidopsis Copper Transporter COPT1 Functions in Root Elongation and Pollen Development, *Journal of Biological Chemistry* 279(15), 15348-15355.
- Saunes, H., Værøy, N. og Åstebøl, S. O. (2017) Undersøkelse av vegnære innsjøer i Norge. *Statens vegvesens rapporter nr. 564*: Statens vegvesen, COWI. Tilgjengelig fra:
<https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/fokusomrader/miljo-og-omgivelser/undersokelse-av-vegneare-innsjoer.pdf> (Lest: 14. oktober 2021).
- Schindler, D. W. *et al.* (1996) The effects of climatic warming on the properties of boreal lakes and streams at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, *Limnology and Oceanography*, 41(5), 1004-1017. <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.5.1004>
- Shiller, A. *et al.* (2004) Photooxidation of Dissolved Organic Matter in River Water and its Effect on Trace Element Speciation, *Limnology and Oceanography*, 51(4).
<https://doi.org/10.2307/3841146>
- Shirokova, L. S. *et al.* (2013) Decrease of concentration and colloidal fraction of organic carbon and trace elements in response to the anomalously hot summer 2010 in a humic boreal lake, *Science of The Total Environment*, 463-464, 78-90.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.088>
- Skjelkvåle, B. L. *et al.* (2001) Heavy Metal Surveys in Nordic Lakes; Concentrations, Geographic Patterns and Relation to Critical Limits *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 30(1).
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.1.2>
- Starr, M. *et al.* (2003) Weathering release of heavy metals from soil in comparison to deposition, litterfall and leaching fluxes in a remote, boreal coniferous forest, *Applied Geochemistry*, 18(4). [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00157-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00157-9)
- Statens vegvesen (2021a) *Dagens Oslofjordforbindelse*. Tilgjengelig fra:
<https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/prosjekt/oslofjordforbindelsen/dagens-oslofjordforbindelse/>.
- Statens vegvesen (2021b) *Oslofjordforbindelsen - byggetrinn 2*. Tilgjengelig fra:
<https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/prosjekt/oslofjordforbindelsen/> (Lest: 23. november 2021).
- Sörme, L., Bergbäck, B. og Lohm, U. (2001) Goods in the Anthroposphere as Metal Emission Sources: A Case Study of Stockholm, Sweden, *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1, 213-227. Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1017516523915.pdf> (Lest: 29. oktober 2021).
- Thrane, J.-E., Hessen, D. O. og Andersen, T. (2014) The Absorption of Light in Lakes: Negative Impact of Dissolved Organic Carbon on Primary Productivity, *Ecosystems*, 17(6), 1040-1052.
<https://doi.org/10.1007/s10021-014-9776-2>
- Tranvik, L. og Wachenfeldt, E. (2009) Interactions of Dissolved Organic Matter and Humic Substances, i, s. 754-760.
- Tulonen, T. *et al.* (2006) Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes, *Boreal Environment Research*, 11(11), 185-194. Tilgjengelig fra:
https://www.researchgate.net/publication/228366218_Concentrations_of_heavy_metals_in_food_web_components_of_small_boreal_lakes (Lest: 24. mars 2022).
- Ukonmaanaho, L. *et al.* (2001) Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland, *Environmental Pollution*, 114(1), 63-75.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00207-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00207-4)

- Vannforskriften (2007) *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Klima- og miljødepartementet, O.-o. e. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_2
- Vannportalen (2021a) *Vanndirektivet* Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/regelverk-og-foringer/vanndirektivet/> (Lest: 10. november 2021).
- Vannportalen (2021b) *Vannforskriften*. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/regelverk-og-foringer/vannforskriften/> (Lest: 10. november 2021).
- Viard, B. *et al.* (2004) Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails, *Chemosphere* 55(10), 1349-1359. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.003>
- Vink, J. P. M. (2002) Measurement of Heavy Metal Speciation over Redox Gradients in Natural Water–Sediment Interfaces and Implications for Uptake by Benthic Organisms, *Environmental Science & Technology*, 36(23), 5130-5138. <https://doi.org/10.1021/es0200701>
- Visser, A. *et al.* (2012) Climate change impacts on the leaching of a heavy metal contamination in a small lowland catchment, *Journal of Contaminany Hydrology* 127(1-4), 47-64. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2011.04.007>
- von Wachenfeldt, E. og Tranvik, L. J. (2008) Sedimentation in Boreal Lakes—The Role of Flocculation of Allochthonous Dissolved Organic Matter in the Water Column, *Ecosystems*, 11, 803-814. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10021-008-9162-z>
- Vormoor, K., Bronstert, A. og Heistermann, M. (2015) Climate change impacts on the seasonality and generation processes of floods – Projections and uncertainties for catchments with mixed snowmelt/rainfall regimes, *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(2), 913-931. <https://doi.org/10.5194/hess-19-913-2015>
- Wetzel, R. G. (2001) *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3 utg. California, USA: Elsevier Academic Press.
- Weyhenmeyer, G. A. (2008) Water chemical changes along a latitudinal gradient in relation to climate and atmospheric deposition, *Climate Change*, 88(2), 199-208. <https://doi.org/10.1007/s10584-007-9331-7>
- Whitehead, P. G. *et al.* (2009) A review of the potential impacts of climate change on surface water quality, *Hydrological Sciences Journal*, 54(1), 101-123. <https://doi.org/https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101>
- Xue, H., Gächter, R. og Sigg, L. (1997) Comparison of Cu and Zn cycling in eutrophic lakes with oxic and anoxic hypolimnion, *Aquatic Sciences* 59, 176-189. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF02523179>
- Xue, P. *et al.* (2010) Copper uptake and translocation in a submerged aquatic plant *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle, *Chemosphere*, 81(9), 1090-1103. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.023>
- Young, S. D. (2012) Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils iAlloway, B. J. (red.) *Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution*, b. 22. Dordrecht: Springer.

8. Vedlegg

Vedlegg I: Kart over løsmasser



Løsmassekart av området rundt Oppegårdstjernet. Løsmasseme stammer hovedsakelig fra torv og myr, bart fjell, hav- og fjordavsetninger og marine avsetninger. (NGU, 2022).

Vedlegg II: LOD og LOQ for kationer analysert med ICP-MS og ICP-OES

LOD og LOQ for metaller i vannprøvene

	Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Na (mg/L)	S (mg/L)
LOD	0,003	0,03	0,004	0,0006	0,002	0,04
LOQ	0,01	0,11	0,014	0,0021	0,0055	0,14

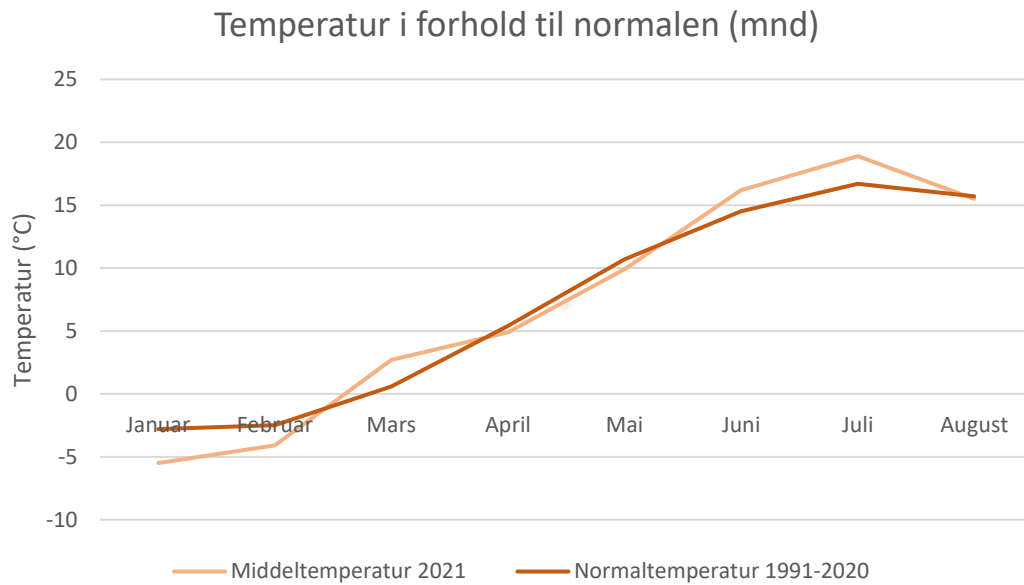
	Zn (µg/L)	Cd (µg/L)	Pb (µg/L)	Cr (µg/L)	Co (µg/L)	Ni (µg/L)	Cu (µg/L)
LOD	0,1	0,0007	0,009	0,07	0,002	0,05	0,09
LOQ	0,33	0,024	0,03	0,25	0,082	0,16	0,29

LOD og LOQ for metaller i sedimenter, bunndyr og planter

	Al (g/kg)	Ca (g/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Na (g/kg)	S (g/kg)	Zn (g/kg)
LOD	0,0001	0,003	0,0001	0,00003	0,001	0,003	0,0007
LOQ	0,0004	0,009	0,0005	0,00011	0,0034	0,011	0,0025

	Cr (mg/kg)	Co (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)
LOD	0,008	0,0002	0,009	0,004	0,0001	0,002
LOQ	0,026	0,00061	0,03	0,013	0,00048	0,008

Vedlegg III: Nedbørsdata værstasjon Ås



Gjennomsnittstemperatur (mnd) gjennom de første 8 månedene av 2021 sammenliknet med normaltemperaturen i perioden 1991-2020.

Vedlegg IV: Rådata temperatur, oksygen og konduktivitet

Dato	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygenkonsentrasjon (mg/L)	Oksygenmetning (%)	Ledningsevne (µS/cm)
12.05.2021	1	9,40	10,90	97,00	99,00
12.05.2021	2	9,40	10,80	96,00	99,00
12.05.2021	3	9,20	10,70	95,00	99,00
12.05.2021	4	8,90	10,60	93,00	100,00
12.05.2021	5	7,90	10,50	97,00	100,00
12.05.2021	6	7,10	10,00	93,00	100,00
12.05.2021	7	6,70	9,60	90,00	100,00
12.05.2021	8	6,40	9,30	77,00	100,00
12.05.2021	9	6,30	9,00	75,00	100,00
12.05.2021	10	6,20	8,80	73,00	100,00
12.05.2021	11	6,10	8,70	71,00	100,00
12.05.2021	12	6,10	8,50	70,00	101,00
26.05.2021	1	13,70	9,80	95,00	-
26.05.2021	2	13,70	9,70	94,00	-
26.05.2021	3	11,40	9,10	83,00	-
26.05.2021	4	9,20	8,90	77,00	-
26.05.2021	5	8,40	8,60	73,00	-
26.05.2021	6	8,00	8,40	71,00	-
26.05.2021	7	7,30	8,00	66,00	-
26.05.2021	8	6,90	7,60	62,00	-
26.05.2021	9	6,80	7,30	60,00	-
26.05.2021	10	6,60	7,20	59,00	-
26.05.2021	11	6,50	7,10	58,00	-
26.05.2021	12	6,40	6,80	55,00	-
09.06.2021	1	20,50	9,01	101,00	99,60
09.06.2021	2	18,80	9,70	104,90	97,90
09.06.2021	3	12,50	8,06	75,60	98,20
09.06.2021	4	9,30	8,36	73,40	99,40
09.06.2021	5	8,00	8,13	68,70	99,60
09.06.2021	6	7,20	7,65	63,70	100,30
09.06.2021	7	6,90	6,92	57,00	100,60
09.06.2021	8	6,70	6,79	56,00	100,60
09.06.2021	9	6,60	6,61	54,40	100,70
09.06.2021	10	6,50	6,30	51,60	101,00
09.06.2021	11	6,40	5,93	48,50	101,40
09.06.2021	12	6,30	5,41	43,80	102,30

Dato	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygenkonsentrasjon (mg/L)	Oksygenmetning (%)	Ledningsevne (µS/cm)
23.06.2021	1	18,50	8,84	94,70	99,00
23.06.2021	2	18,20	8,69	93,60	99,30
23.06.2021	3	17,70	8,32	85,00	99,90
23.06.2021	4	10,60	7,27	64,70	99,00
23.06.2021	5	8,20	7,00	60,10	99,60
23.06.2021	6	7,20	6,38	53,00	100,20
23.06.2021	7	7,00	5,98	50,00	100,60
23.06.2021	8	6,70	5,62	45,30	101,00
23.06.2021	9	6,60	5,15	42,70	101,20
23.06.2021	10	6,50	4,87	39,00	101,80
23.06.2021	11	6,40	4,42	36,50	102,30
23.06.2021	12	6,30	3,65	29,40	104,10
07.07.2021	1	22,60	8,65	101,30	101,10
07.07.2021	2	21,20	8,53	97,20	101,40
07.07.2021	3	16,60	4,51	49,10	101,20
07.07.2021	4	11,60	4,80	45,30	99,40
07.07.2021	5	8,60	5,27	46,00	100,30
07.07.2021	6	7,30	5,21	43,30	101,00
07.07.2021	7	6,90	4,81	40,60	101,50
07.07.2021	8	6,80	4,40	36,30	101,70
07.07.2021	9	6,70	4,04	33,80	102,50
07.07.2021	10	6,50	3,67	29,10	102,90
07.07.2021	11	6,30	2,00	17,60	106,00
07.07.2021	12	6,30	0,61	5,60	110,50
21.07.2021	1	22,00	8,69	99,60	102,40
21.07.2021	2	21,90	8,62	98,90	102,40
21.07.2021	3	18,30	3,10	31,00	102,70
21.07.2021	4	12,90	2,95	28,00	100,20
21.07.2021	5	8,90	3,87	33,70	100,30
21.07.2021	6	7,80	4,20	35,40	101,00
21.07.2021	7	7,20	3,90	32,80	101,80
21.07.2021	8	6,80	3,42	28,00	102,60
21.07.2021	9	6,70	3,00	24,50	103,50
21.07.2021	10	6,40	1,62	14,60	106,80
21.07.2021	11	6,40	0,90	7,00	108,10
21.07.2021	12	6,30	0,32	3,10	110,70

Dato	Dybde (m)	Temperatur (°C)	Oksygenkonsentrasjon (mg/L)	Oksygenmetning (%)	Ledningsevne (µS/cm)	
04.08.2021	1	19,40		8,48	93,00	102,50
04.08.2021	2	19,20		8,26	90,90	102,60
04.08.2021	3	18,80		5,76	63,60	103,00
04.08.2021	4	13,70		3,20	30,00	101,40
04.08.2021	5	9,70		3,07	26,90	99,80
04.08.2021	6	7,80		3,27	27,80	101,30
04.08.2021	7	7,20		2,87	24,10	102,60
04.08.2021	8	6,90		2,60	21,10	103,10
04.08.2021	9	6,80		2,11	16,90	104,00
04.08.2021	10	6,60		1,68	14,50	104,60
04.08.2021	11	6,60		1,31	10,20	105,40
04.08.2021	12	6,50		0,66	7,10	108,30
16.08.2021	1	19,30		8,80	97,90	103,40
16.08.2021	2	19,10		8,71	95,70	103,50
16.08.2021	3	18,90		6,46	71,00	103,90
16.08.2021	4	14,80		0,52	5,00	102,80
16.08.2021	5	9,90		2,17	19,50	101,80
16.08.2021	6	7,70		2,43	20,90	102,40
16.08.2021	7	7,20		4,72	14,70	104,20
16.08.2021	8	6,90		1,31	10,80	105,30
16.08.2021	9	6,70		0,84	7,20	105,50
16.08.2021	10	6,50		0,29	2,60	108,50
16.08.2021	11	6,40		0,06	0,30	111,20
16.08.2021	12	6,30		0,01	0,10	115,00

Vedlegg V: Rådata DOC Cl og SO4

Dato	Dybde (m)	DOC	Cl	SO4
12.05.2021	1	13	9,90	8,2
12.05.2021	2	13	9,80	8,2
12.05.2021	3	13	9,90	8,3
12.05.2021	5	13	10,00	8,3
12.05.2021	7	14	9,80	8,2
12.05.2021	9	14	10,00	8,3
12.05.2021	11	14	10,00	8,3
26.05.2021	1	13	9,50	7,9
26.05.2021	2	13	9,60	7,9
26.05.2021	3	13	9,60	8
26.05.2021	5	13	10,00	8,3
26.05.2021	7	13	9,80	8,3
26.05.2021	9	13	9,80	8,4
26.05.2021	11	13	10,00	8,4
09.06.2021	1	14	10,00	8,2
09.06.2021	2	14	10,00	8,1
09.06.2021	3	14	9,80	8,1
09.06.2021	5	14	9,90	8,3
09.06.2021	7	13	10,00	8,4
09.06.2021	9	13	10,00	8,5
09.06.2021	11	13	9,90	8,2
23.06.2021	1	14	9,90	8
23.06.2021	2	14	10,00	8,1
23.06.2021	3	14	9,90	8,2
23.06.2021	5	14	10,00	8,4
23.06.2021	7	13	10,00	8,4
23.06.2021	9	14	10,00	8,4
23.06.2021	11	13	10,00	8,2

Dato	Dybde (m)	DOC	Cl	SO4
07.07.2021	1	13	10,00	8,2
07.07.2021	2	13	10,10	8,2
07.07.2021	3	14	9,90	8,2
07.07.2021	5	13	9,90	8,4
07.07.2021	7	13	9,90	8,4
07.07.2021	9	13	9,90	8,2
07.07.2021	11	13	10,10	7,9
21.07.2021	1	13	10,00	8,2
21.07.2021	2	13	10,20	8,3
21.07.2021	3	14	10,20	8,3
21.07.2021	5	13	10,00	8,5
21.07.2021	7	13	10,10	8,5
21.07.2021	9	14	10,00	8,3
21.07.2021	11	14	10,00	7,5
04.08.2021	1	14	10,20	8,3
04.08.2021	2	14	10,20	8,4
04.08.2021	3	14	10,30	8,4
04.08.2021	5	14	10,00	8,5
04.08.2021	7	14	10,20	8,5
04.08.2021	9	13	10,10	8,3
04.08.2021	11	14	10,30	8
16.08.2021	1	14	10,20	8,4
16.08.2021	2	14	10,20	8,3
16.08.2021	3	13	10,10	8,3
16.08.2021	5	13	10,00	8,5
16.08.2021	7	13	10,00	8,5
16.08.2021	9	13	9,90	8
16.08.2021	11	13	10,10	7,5

Vedlegg VI: Rådata Al, Ca, Fe, Mn, Na og S

Dato	Dybde (m)	Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Na (mg/L)	S (mg/L)
12.05.2021	1	0,16	9,1	0,32	0,037	7,3	2,8
12.05.2021	2	0,16	9,2	0,32	0,037	7,4	2,8
12.05.2021	3	0,16	9,1	0,32	0,036	7,3	2,7
12.05.2021	5	0,16	9,3	0,34	0,041	7,0	2,8
12.05.2021	7	0,17	9,2	0,37	0,05	7,1	2,9
12.05.2021	9	0,18	9,4	0,42	0,066	7,4	2,9
12.05.2021	11	0,17	9,2	0,43	0,084	6,9	2,9
26.05.2021	1	0,15	9,1	0,27	0,015	6,7	2,8
26.05.2021	2	0,15	9	0,27	0,015	6,7	2,8
26.05.2021	3	0,15	9,1	0,27	0,014	6,6	2,7
26.05.2021	5	0,18	9,2	0,32	0,02	7,1	2,8
26.05.2021	7	0,18	9,2	0,34	0,027	6,9	2,8
26.05.2021	9	0,18	9,2	0,4	0,058	6,8	2,8
26.05.2021	11	0,17	9,2	0,43	0,079	7,1	2,9
09.06.2021	1	0,13	9,4	0,24	0,015	6,8	2,9
09.06.2021	2	0,13	9,4	0,25	0,014	7,0	2,8
09.06.2021	3	0,13	9,1	0,24	0,0099	6,8	2,7
09.06.2021	5	0,15	9,1	0,29	0,013	7,0	2,7
09.06.2021	7	0,16	9,2	0,35	0,03	6,9	2,9
09.06.2021	9	0,17	9,1	0,39	0,055	6,9	2,8
09.06.2021	11	0,17	9,2	0,51	0,14	7,0	2,8
23.06.2021	1	0,12	9,3	0,24	0,017	6,9	2,8
23.06.2021	2	0,12	9,4	0,24	0,018	6,7	2,9
23.06.2021	3	0,12	9,4	0,24	0,018	6,9	2,8
23.06.2021	5	0,15	9,2	0,3	0,017	7,2	2,9
23.06.2021	7	0,16	9,1	0,36	0,035	6,8	2,8
23.06.2021	9	0,16	9,2	0,38	0,049	6,9	2,8
23.06.2021	11	0,17	9,3	0,67	0,25	7,0	2,8

Dato	Dybde (m)	Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Na (mg/L)	S (mg/L)
07.07.2021	1	0,094	9,5	0,21	0,014	7,0	2,8
07.07.2021	2	0,096	9,5	0,22	0,015	7,2	2,9
07.07.2021	3	0,097	9,6	0,22	0,014	6,8	2,9
07.07.2021	5	0,14	9,1	0,29	0,022	7,0	2,9
07.07.2021	7	0,16	9,2	0,37	0,044	7,1	2,8
07.07.2021	9	0,16	9,4	0,5	0,21	6,7	2,8
07.07.2021	11	0,16	9,5	0,81	0,44	7,0	2,7
21.07.2021	1	0,088	9,7	0,22	0,029	7,2	2,9
21.07.2021	2	0,089	9,9	0,22	0,028	7,2	2,9
21.07.2021	3	0,092	10	0,22	0,042	6,9	2,9
21.07.2021	5	0,14	9,4	0,31	0,058	6,7	2,9
21.07.2021	7	0,15	9,3	0,38	0,094	7,1	2,9
21.07.2021	9	0,16	9,7	0,53	0,24	6,8	2,9
21.07.2021	11	0,17	10	1,6	0,92	7,1	2,6
04.08.2021	1	0,078	9,8	0,22	0,058	7,1	2,9
04.08.2021	2	0,077	9,7	0,22	0,059	7,3	2,8
04.08.2021	3	0,083	9,8	0,22	0,064	7,4	2,9
04.08.2021	5	0,13	9,3	0,3	0,13	6,8	2,9
04.08.2021	7	0,15	9,1	0,38	0,11	7,0	2,8
04.08.2021	9	0,16	9,5	0,54	0,31	6,9	2,8
04.08.2021	11	0,16	9,8	0,91	0,56	7,1	2,7
16.08.2021	1	0,063	9,9	0,2	0,035	7,3	2,9
16.08.2021	2	0,068	9,9	0,21	0,037	7,1	2,9
16.08.2021	3	0,068	10	0,2	0,038	7,5	2,9
16.08.2021	5	0,12	9,4	0,31	0,21	7,1	2,9
16.08.2021	7	0,15	9,4	0,4	0,2	7,0	2,8
16.08.2021	9	0,16	9,8	0,77	0,52	7,0	2,7
16.08.2021	11	0,16	10	1,6	0,96	7,3	2,5

Vedlegg VII: Rådata Zn, Cd, Pb, Cr, Co, Ni og Cu

Dato	Dybde (m)	Zn (µg/L)	Cd (µg/L)	Pb (µg/L)	Cr (µg/L)	Co (µg/L)	Ni (µg/L)	Cu (µg/L)
12.05.2021	1	2,6	0,0094	0,15	0,4	0,089	1,0	0,95
12.05.2021	2	2,3	0,009	0,13	0,37	0,078	1,0	0,95
12.05.2021	3	2,2	0,0086	0,13	0,42	0,075	1,1	0,93
12.05.2021	5	2,4	0,012	0,13	0,36	0,08	1,1	1,0
12.05.2021	7	3,5	0,01	0,15	0,34	0,081	1,1	0,93
12.05.2021	9	2,7	0,012	0,17	0,36	0,098	1,0	1,0
12.05.2021	11	2,6	0,014	0,17	0,33	0,11	1,0	0,84
26.05.2021	1	1,8	0,01	0,11	0,39	0,061	1,0	0,98
26.05.2021	2	1,9	0,0094	0,12	0,36	0,057	1,0	0,85
26.05.2021	3	2,0	0,0095	0,11	0,36	0,063	1,0	0,91
26.05.2021	5	2,4	0,011	0,12	0,32	0,059	1,0	0,93
26.05.2021	7	2,4	0,01	0,14	0,37	0,073	1,0	0,9
26.05.2021	9	2,9	0,011	0,17	0,31	0,094	1,0	0,9
26.05.2021	11	2,9	0,0096	0,18	0,35	0,098	1,1	0,95
09.06.2021	1	1,5	0,0096	0,11	0,31	0,047	1,0	0,99
09.06.2021	2	1,6	0,0095	0,2	0,33	0,05	1,0	0,96
09.06.2021	3	1,6	0,0051	0,083	0,3	0,047	1,0	0,89
09.06.2021	5	2,4	0,01	0,12	0,37	0,042	1,1	1,2
09.06.2021	7	2,7	0,008	0,15	0,32	0,055	1,1	0,99
09.06.2021	9	3,0	0,012	0,19	0,35	0,074	1,1	1,0
09.06.2021	11	3,0	0,011	0,2	0,32	0,12	1,1	1,1
23.06.2021	1	1,5	0,0076	0,18	0,31	0,045	1,0	1,0
23.06.2021	2	1,3	0,008	0,11	0,3	0,057	1,0	0,92
23.06.2021	3	1,4	0,01	0,11	0,29	0,051	0,99	0,9
23.06.2021	5	2,6	0,0084	0,12	0,31	0,046	1,0	0,91
23.06.2021	7	2,7	0,01	0,16	0,3	0,062	1,0	0,91
23.06.2021	9	2,8	0,011	0,17	0,41	0,066	1,0	0,89
23.06.2021	11	3,1	0,013	0,24	0,34	0,18	1,0	0,93

Dato	Dybde (m)	Zn (µg/L)	Cd (µg/L)	Pb (µg/L)	Cr (µg/L)	Co (µg/L)	Ni (µg/L)	Cu (µg/L)
07.07.2021	1	1,2	0,0069	0,089	0,3	0,048	0,98	1,0
07.07.2021	2	1,3	0,0077	0,097	0,3	0,051	1,0	1,0
07.07.2021	3	1,0	0,0093	0,087	0,26	0,045	1,0	0,97
07.07.2021	5	2,8	0,011	0,12	0,45	0,046	1,1	0,91
07.07.2021	7	3,1	0,0089	0,17	0,33	0,054	1,0	0,95
07.07.2021	9	3,1	0,012	0,23	0,33	0,14	1,0	0,86
07.07.2021	11	3,1	0,014	0,22	0,33	0,28	1,0	1,1
21.07.2021	1	1,1	0,0081	0,14	0,3	0,057	0,97	1,0
21.07.2021	2	1,1	0,0077	0,1	0,27	0,044	0,99	0,93
21.07.2021	3	1,0	0,0061	0,089	0,3	0,043	0,98	0,93
21.07.2021	5	2,3	0,007	0,12	0,3	0,054	1,0	0,91
21.07.2021	7	3,7	0,016	0,19	0,34	0,085	1,0	0,92
21.07.2021	9	3,4	0,017	0,23	0,32	0,14	1,1	0,87
21.07.2021	11	3,3	0,015	0,27	0,35	0,75	1,1	0,82
04.08.2021	1	1,0	0,0074	0,089	0,27	0,056	0,97	0,91
04.08.2021	2	1,3	0,0051	0,089	0,33	0,046	0,95	0,94
04.08.2021	3	0,98	0,003	0,095	0,28	0,055	0,95	0,85
04.08.2021	5	2,1	0,007	0,11	0,29	0,07	1,0	0,89
04.08.2021	7	3,5	0,014	0,18	0,36	0,07	1,0	1,1
04.08.2021	9	3,2	0,015	0,24	0,35	0,17	1,1	0,85
04.08.2021	11	3,3	0,012	0,24	0,38	0,37	1,1	0,85
16.08.2021	1	0,82	0,0064	0,072	0,33	0,043	0,96	0,85
16.08.2021	2	1,1	0,006	0,089	0,33	0,049	1,0	1,0
16.08.2021	3	0,79	0,004	0,077	0,3	0,033	0,95	0,89
16.08.2021	5	1,8	0,008	0,11	0,26	0,074	1,0	0,88
16.08.2021	7	3,1	0,01	0,18	0,36	0,09	1,0	1,0
16.08.2021	9	3,4	0,012	0,25	0,35	0,32	1,1	0,85
16.08.2021	11	3,2	0,014	0,27	0,31	0,74	1,0	0,87

Vedlegg VIII: Økologiske tilstandsklasser for spormetaller i vann og sedimenter

De forskjellige økologiske tilstandsklassene i klassifiseringssystemet for vann og sediment i norske vannforekomster.

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter

Økologiske tilstandsklasser for gjennomsnittsverdier av utvalgte spormetaller i overflatevann og bunnvann, klassifisert iht. veileder M108-16.. Grønn farge indikerer god tilstand, dvs. lav risiko for biologiske effekter. Tilstandsklasse II for Cd avhenger av CaCO_3 .

	Grenseverdier for tilstandsklasser	Overflatevann (1-3 m)	Bunnvann (9-11 m)
Pb ($\mu\text{g/L}$)	Klasse II: 0,02 – 1,2	0,11	0,21
Cd ($\mu\text{g/L}$)		0,0076	0,013
Cu ($\mu\text{g/L}$)	Klasse II: 0,3 – 7,8	0,9	0,9
Cr ($\mu\text{g/L}$)	Klasse II: 0,1 – 3,4	0,32	0,34
Ni ($\mu\text{g/L}$)	Klasse II: 0,5 – 4	1,0	1,1
Zn ($\mu\text{g/L}$)	Klasse II: 1,5 – 11	1,4	3,1

Økologisk tilstandsklasse for sedimenter Sedimentkonsentrasjonene er basert på gjennomsnittet av 5 prøver av overflatesedimenter (<10 cm) fra ulike punkter i innsjøen. Blå/grønn farge indikerer tilstandsklasse I (bakgrunn) og II (god) for utvalgte metaller.

	Grenseverdi for tilstandsklasse	Sedimentkonsentrasjon
Cr (mg/kg)	0-60	33
Ni (mg/kg)	0-30	27
Cu (mg/kg)	0-20	19
Zn (mg/kg)	90-139	112
Cd (mg/kg)	0,2-2,5	0,57
Pb (mg/kg)	25-150	28

Vedlegg IX: PCA

Eigenvektorer overflatevann

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
Al	-0,11	-0,58	0,03	-0,02	0,04	-0,03	0,07	-0,34	0,01
Ca	0,34	-0,10	-0,02	-0,08	-0,07	0,12	0,08	0,04	0,01
Fe	0,34	-0,19	-0,06	0,12	-0,07	0,03	0,02	0,09	-0,17
Mn	0,35	-0,11	-0,07	0,07	-0,07	0,08	-0,01	0,04	-0,14
Na	0,13	-0,14	0,34	0,54	0,06	0,20	0,42	0,01	0,46
Cl	0,19	0,32	0,31	0,17	0,00	-0,16	-0,44	0,32	0,37
Zn	0,20	0,35	0,07	-0,13	0,37	0,07	0,51	-0,19	0,01
Cd	0,22	0,14	0,13	-0,23	0,12	-0,57	0,14	-0,33	0,11
Pb	0,34	-0,01	-0,11	-0,10	0,09	-0,07	-0,16	-0,31	0,11
Cr	0,00	0,08	0,54	-0,10	-0,39	0,37	-0,24	-0,53	-0,05
Co	0,34	-0,19	-0,06	0,10	-0,10	0,07	0,06	0,11	-0,16
Ni	0,08	-0,10	0,07	-0,35	0,63	0,52	-0,23	0,12	0,07
Cu	-0,13	0,19	0,07	0,58	0,40	-0,03	-0,16	-0,24	-0,53
DOC	0,05	-0,09	0,62	-0,25	-0,01	-0,17	0,18	0,37	-0,47
Temp.	-0,12	0,43	-0,16	-0,09	-0,29	0,35	0,34	0,05	-0,09
O2	-0,32	-0,25	0,12	0,02	0,08	-0,05	0,17	0,13	0,09
Kond.	0,35	0,04	-0,12	0,14	-0,11	0,08	-0,03	0,02	-0,18

	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17
Al	-0,43	0,26	0,43	0,14	0,25	0,09	-0,02	0,01
Ca	-0,04	-0,62	0,29	0,37	-0,01	-0,45	-0,17	0,03
Fe	-0,09	0,31	-0,20	-0,14	-0,14	-0,19	-0,54	-0,52
Mn	-0,04	0,08	-0,07	0,15	-0,04	-0,02	0,79	-0,40
Na	0,00	-0,18	-0,02	-0,29	-0,02	0,12	0,04	-0,02
Cl	-0,29	0,27	0,22	0,26	0,03	-0,04	-0,04	0,02
Zn	0,28	0,40	0,12	0,31	0,16	-0,10	-0,04	0,01
Cd	-0,41	-0,21	-0,39	-0,09	0,03	-0,02	0,03	-0,03
Pb	0,17	0,04	0,36	-0,15	-0,67	0,27	-0,02	0,10
Cr	0,10	0,05	-0,20	0,09	-0,01	-0,07	-0,03	0,00
Co	-0,12	0,28	-0,24	-0,07	-0,07	-0,25	0,08	0,74
Ni	-0,22	-0,09	-0,19	-0,12	0,02	0,07	0,00	-0,01
Cu	-0,15	-0,13	0,06	0,05	-0,12	-0,12	0,00	0,03
DOC	0,04	-0,05	0,23	-0,16	-0,08	0,18	0,02	0,01
Temp.	-0,58	0,02	0,14	-0,08	-0,24	0,08	0,00	-0,01
O2	-0,05	0,04	-0,32	0,60	-0,53	0,09	-0,03	0,00
Kond.	-0,01	-0,15	-0,15	0,32	0,26	0,73	-0,20	0,10

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
Standard deviation	2,82	2,54	1,29	1,11	0,99	0,88	0,71	0,65	0,63
Proportion of Variance	0,47	0,10	0,07	0,06	0,06	0,05	0,03	0,02	0,02
Cumulative Proportion	0,47	0,61	0,71	0,78	0,84	0,88	0,91	0,94	0,96
	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	
Standard deviation	0,47	0,43	0,33	0,29	0,22	0,14	0,11	0,07	
Proportion of Variance	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	
Cumulative Proportion	0,97	0,98	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	

Eigenvektorer bunnvann

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
Al	-0,11	-0,58	0,03	-0,02	0,04	-0,03	0,07	-0,34	0,01
Ca	0,34	-0,10	-0,02	-0,08	-0,07	0,12	0,08	0,04	0,01
Fe	0,34	-0,19	-0,06	0,12	-0,07	0,03	0,02	0,09	-0,17
Mn	0,35	-0,11	-0,07	0,07	-0,07	0,08	-0,01	0,04	-0,14
Na	0,13	-0,14	0,34	0,54	0,06	0,20	0,42	0,01	0,46
Cl	0,19	0,32	0,31	0,17	0,00	-0,16	-0,44	0,32	0,37
Zn	0,20	0,35	0,07	-0,13	0,37	0,07	0,51	-0,19	0,01
Cd	0,22	0,14	0,13	-0,23	0,12	-0,57	0,14	-0,33	0,11
Pb	0,34	-0,01	-0,11	-0,10	0,09	-0,07	-0,16	-0,31	0,11
Cr	0,00	0,08	0,54	-0,10	-0,39	0,37	-0,24	-0,53	-0,05
Co	0,34	-0,19	-0,06	0,10	-0,10	0,07	0,06	0,11	-0,16
Ni	0,08	-0,10	0,07	-0,35	0,63	0,52	-0,23	0,12	0,07
Cu	-0,13	0,19	0,07	0,58	0,40	-0,03	-0,16	-0,24	-0,53
DOC	0,05	-0,09	0,62	-0,25	-0,01	-0,17	0,18	0,37	-0,47
Temp.	-0,12	0,43	-0,16	-0,09	-0,29	0,35	0,34	0,05	-0,09
O2	-0,32	-0,25	0,12	0,02	0,08	-0,05	0,17	0,13	0,09
Kond.	0,35	0,04	-0,12	0,14	-0,11	0,08	-0,03	0,02	-0,18

	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17
Al	-0,43	0,26	0,43	0,14	0,25	0,09	-0,02	0,01
Ca	-0,04	-0,62	0,29	0,37	-0,01	-0,45	-0,17	0,03
Fe	-0,09	0,31	-0,20	-0,14	-0,14	-0,19	-0,54	-0,52
Mn	-0,04	0,08	-0,07	0,15	-0,04	-0,02	0,79	-0,40
Na	0,00	-0,18	-0,02	-0,29	-0,02	0,12	0,04	-0,02
Cl	-0,29	0,27	0,22	0,26	0,03	-0,04	-0,04	0,02
Zn	0,28	0,40	0,12	0,31	0,16	-0,10	-0,04	0,01
Cd	-0,41	-0,21	-0,39	-0,09	0,03	-0,02	0,03	-0,03
Pb	0,17	0,04	0,36	-0,15	-0,67	0,27	-0,02	0,10
Cr	0,10	0,05	-0,20	0,09	-0,01	-0,07	-0,03	0,00
Co	-0,12	0,28	-0,24	-0,07	-0,07	-0,25	0,08	0,74
Ni	-0,22	-0,09	-0,19	-0,12	0,02	0,07	0,00	-0,01
Cu	-0,15	-0,13	0,06	0,05	-0,12	-0,12	0,00	0,03
DOC	0,04	-0,05	0,23	-0,16	-0,08	0,18	0,02	0,01
Temp.	-0,58	0,02	0,14	-0,08	-0,24	0,08	0,00	-0,01
O2	-0,05	0,04	-0,32	0,60	-0,53	0,09	-0,03	0,00
Kond.	-0,01	-0,15	-0,15	0,32	0,26	0,73	-0,20	0,10

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
Standard deviation	2,72	1,51	1,31	1,15	1,02	1,00	0,84	0,68	0,61
Proportion of Variance	0,44	0,13	0,10	0,08	0,06	0,06	0,04	0,03	0,02
Cumulative Proportion	0,44	0,57	0,67	0,75	0,81	0,87	0,91	0,94	0,96
	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	
Standard deviation	0,56	0,38	0,32	0,21	0,17	0,13	0,07	0,03	
Proportion of Variance	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Cumulative Proportion	0,98	0,99	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	

Vedlegg X: Spearmans rangkorrelasjonskoeffisient

	Al	Ca	Fe	Mn	Na	S	Zn	Cd	Pb	Cr	Co	Ni	Cu	DOC	Temp.	O	Kond.	Cl
Al	1,000																	
Ca	-0,440	1,000																
Fe	0,850	-0,180	1,000															
Mn	0,380	0,340	0,720	1,000														
Na	-0,110	0,330	-0,092	0,200	1,000													
S	-0,390	0,240	-0,430	-0,100	0,100	1,000												
Zn	0,770	-0,270	0,930	0,620	-0,084	-0,380	1,000											
Cd	0,730	-0,180	0,840	0,490	-0,170	-0,380	0,830	1,000										
Pb	0,720	-0,098	0,900	0,620	-0,056	-0,430	0,860	0,810	1,000									
Cr	0,520	-0,470	0,450	0,110	0,056	-0,450	0,510	0,500	0,440	1,000								
Co	0,740	-0,041	0,890	0,760	-0,012	-0,380	0,770	0,750	0,790	0,250	1,000							
Ni	0,650	-0,380	0,650	0,230	-0,200	-0,290	0,680	0,570	0,590	0,530	0,500	1,000						
Cu	-0,050	-0,210	-0,170	-0,310	0,100	0,023	-0,090	-0,083	-0,058	0,092	-0,220	0,053	1,000					
DOC	-0,300	0,240	-0,250	-0,090	-0,023	0,210	-0,230	-0,170	-0,220	-0,180	0,300	-0,150	-0,110	1,000				
Temp.	-0,870	0,250	-0,940	-0,650	0,093	0,340	-0,870	-0,790	-0,800	-0,450	-0,730	-0,640	0,140	0,150	1,000			
O	-0,120	-0,340	-0,490	-0,660	0,100	0,100	-0,480	-0,340	-0,410	0,710	-0,340	-0,170	0,330	0,036	0,450	1,000		
Kond.	-0,093	0,710	0,260	0,700	0,300	0,023	0,230	0,200	0,250	-0,140	0,290	-0,093	-0,200	-0,045	-0,210	-0,700	1,000	
Cl	-0,380	0,650	-0,120	0,380	0,420	0,320	-0,140	-0,120	-0,078	-0,300	0,079	-0,330	-0,032	0,250	0,140	-0,340	0,650	1,000

Vedlegg XI: Beregning av metallkonsentrasjon i fytoplankton og zooplankton

Rådata fytoplankton (2 prøvesteder) og zooplankton,

		Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Na (mg/L)	S (mg/L)
zoopl,	parallell 1	0,13	10	0,29	0,076	7,4	3,2
zoopl,	parallell 2	0,11	10	0,28	0,076	7,2	3,2
zoopl,	parallell 3	0,12	10	0,28	0,076	7,7	3,1
fytopl, I	parallell 1	1,1	12	1,4	0,68	7,2	5,9
fytopl, I	parallell 2	0,97	12	1,4	0,69	7,3	5,9
fytopl, I	parallell 3	0,94	12	1,4	0,69	7,6	5,8
fytopl, II	parallell 1	1,1	12	1,7	1	7,2	5,6
fytopl, II	parallell 2	1,1	12	1,7	1	6,8	5,6
fytopl, II	parallell 3	1,2	12	1,7	1	7,1	5,6

		Zn (µg/L)	Cd (µg/L)	Pb (µg/L)	Cr (µg/L)	Co (µg/L)	Ni (µg/L)	Cu (µg/L)
zoopl,	parallell 1	32	0,032	6,9	0,49	0,1	1,5	22
zoopl,	parallell 2	32	0,029	6,8	0,46	0,083	1,5	22
zoopl,	parallell 3	31	0,031	6,8	0,36	0,085	1,5	22
fytopl, I	parallell 1	44	0,31	5,7	2,0	0,65	3,8	9,7
fytopl, I	parallell 2	45	0,33	5,7	2,0	0,61	3,9	9,5
fytopl, I	parallell 3	45	0,31	5,6	1,7	0,63	3,8	9,8
fytopl, II	parallell 1	40	0,21	1,8	3,6	0,86	4,8	9,8
fytopl, II	parallell 2	40	0,19	1,8	1,8	0,79	3,7	9,4
fytopl, II	parallell 3	40	0,2	1,8	2,1	0,85	3,9	9,6

Rådataen må omregnes for å korrigere for at

1. Zooplankton og fytoplankton er oppkonsentrert fra 50 L vann
2. Beholderne inneholder metaller fra overflatevann
3. Filteret brukt for å fange fytoplankton vil også fange zooplankton fordi de er større

Følgende beregninger ble gjort:

Gjennomsnittsverdier ble utregnet for metallkonsentrasjoner i fytoplankton og zooplankton, og metallkonsentrasjoner fra overflatevann den 16. august. Videre ble overflatekonsentrasjonen av hvert metall trukket fra konsentrasjonen i både fytoplankton og zooplankton. Aluminium er brukt som eksempel:

$$\text{Fyto: } 1,0683 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 0,06633 \frac{\text{mg}}{\text{L}} = 1,00197$$

$$\text{Zoo: } 0,12 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 0,06633 \frac{\text{mg}}{\text{L}} = 0,0537 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

Konsentrasjonen i zooplankton ble trukket fra fytoplankton:

$$\text{Fyto: } 1,0097 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 0,05373 \frac{\text{mg}}{\text{L}} = 0,9483 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

De nye konsentrasjonene i fytoplankton og zooplankton ble dividert på 50:

$$\text{Fyto: } \frac{0,9483 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{50} = 0,018966 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

$$\text{Zoo: } \frac{0,0537 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{50} = 0,0010734 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

Konsentrasjonen i fytoplankton multipliseres med 0,10 for å kompensere for energioverføring mellom trofiske nivåer (antatt 10% fra fytoplankton til zooplankton):

$$\text{Fyto: } \frac{0,018966 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{10} = 0,0018966 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

Samme fremgangsmåte ble brukt for de resterende metallene (tabell nedenfor), Na, Pb, Cu og Cd er ikke inkludert fordi beregningene ga negative verdier,

	Fytoplankton	Zooplankton
Al (mg/L)	0,0018966	0,0010734
Ca (mg/L)	0,004	0,00134
Fe (mg/L)	0,0025334	0,0016
Mn (mg/L)	0,0015346	0,0007866
S (mg/L)	0,005132	0,00534
Zn (µg/L)	0,02132	0,615334
Cr (µg/L)	0,0035266	0,002334
Co (µg/L)	0,00128468	0,0009532
Ni (µg/L)	0,004966	0,0106

Vedlegg XII: Metallkonsentrasjoner i sedimenter, bunndyr og makrofytter

Prøve	Al (g/kg)	Ca (g/kg)	Fe g(kg)	Mn (g/kg)	S (g/kg)	Na (g/kg)	Zn (g/kg)
Sediment 1	22	6,9	23	1,2	8,9	0,76	0,11
Sediment 2	23	6,9	23	1,1	8,8	0,73	0,11
Sediment 3	23	7	24	1,2	9,1	0,77	0,11
Sediment 4	22	6,9	23	1,2	9	0,76	0,11
Sediment 5	22	7	24	1,2	9,1	0,76	0,12
Bunndyr	1,8	1,4	3,5	0,64	10	5,2	0,1
<i>N, alba</i> 1	0,029	20	0,045	0,082	2,6	2,6	0,015
<i>N, alba</i> 2	0,039	18	0,053	0,094	2,6	2,7	0,013
<i>N, alba</i> 3	0,039	21	0,086	0,11	3,4	2,5	0,013
<i>C, palustre</i> 1	0,036	11	0,19	0,21	0,37	1,4	0,027
<i>C, palustre</i> 2	0,045	12	0,22	0,51	0,46	1,2	0,042
<i>C, palustre</i> 3	0,088	10	0,26	0,21	0,45	1,3	0,024
<i>M, trifoliata</i> 1	0,041	13	0,079	0,4	2,3	1,6	0,029
<i>M, trifoliata</i> 2	0,032	16	0,1	0,46	3,1	1,9	0,045
<i>M, trifoliata</i> 3	0,041	13	0,082	0,39	2,9	1,8	0,044
<i>Juncus</i> 1	0,039	2,3	0,076	0,21	0,53	3	0,02
<i>Juncus</i> 2	0,058	2,8	0,09	0,2	0,21	2,9	0,037
<i>Juncus</i> 3	0,02	2,2	0,048	0,12	0,24	3,2	0,027
<i>Equisetum</i> 1	0,015	24	0,077	0,59	1,6	6,5	0,015
<i>Equisetum</i> 2	0,015	23	0,082	0,41	1,9	7	0,028
<i>Equisetum</i> 3	0,026	25	0,1	0,8	1,4	7,7	0,018

Prøve	Ni (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Co (mg/kg)
Sediment 1	28	18	0,57	26	31	16
Sediment 2	27	19	0,58	27	34	15
Sediment 3	27	18	0,56	28	33	16
Sediment 4	27	19	0,57	28	33	15
Sediment 5	28	19	0,58	29	34	17
Bunndyr	2,2	22	0,9	7	2,9	1,6
<i>N, alba</i> 1	0,27	0,98	0,036	0,071	0,11	0,043
<i>N, alba</i> 2	0,28	0,7	0,031	0,084	0,13	0,039
<i>N, alba</i> 3	0,27	0,92	0,032	0,095	0,13	0,062
<i>C, palustre</i> 1	0,37	2,1	0,023	0,082	0,21	0,098
<i>C, palustre</i> 2	0,29	2,6	0,025	0,099	0,15	0,1
<i>C, palustre</i> 3	0,63	2,5	0,025	0,12	0,15	0,17
<i>M, trifoliata</i> 1	0,81	2,3	0,08	0,095	0,13	0,16
<i>M, trifoliata</i> 2	0,33	3,6	0,093	0,16	0,11	0,23
<i>M, trifoliata</i> 3	0,73	2,3	0,071	0,083	0,08	0,26
<i>Juncus</i> 1	0,25	0,91	0,006	0,082	1,1	0,075
<i>Juncus</i> 2	0,31	1,6	0,0081	0,2	0,24	0,056
<i>Juncus</i> 3	0,28	0,94	0,0038	0,089	0,27	0,03
<i>Equisetum</i> 1	0,12	0,72	0,019	0,074	0,12	0,5
<i>Equisetum</i> 2	0,15	0,91	0,017	0,072	0,14	0,58
<i>Equisetum</i> 3	0,22	0,83	0,013	0,094	0,22	0,58

Vedlegg XIII: Signifikansverdier for forskjeller spormetallkonsentrasjon mellom ulike makrofyter,

P-verdier for konsentrasjon av utvalgte spormetaller mellom ulike makrofyter, Grønn farge indikerer statistisk signifikans ($p < 0,05$),

	Cu	Pb	Co	Cd	Fe	Mn	Zn
Vannlilje:myrhatt	0,002635	0,272794	0,077039	0,017316	0,004612	0,164103	0,0875
Vannlilje: Bukkeblad	0,045313	0,34495	0,024323	0,013233	0,166998	0,00187	0,036441
Vannlilje: Siv	0,336956	0,402375	0,727465	0,000209	0,600369	0,094249	0,098274
Vannlilje: Snelle	0,672966	0,752587	0,00159	0,002193	0,176234	0,045767	0,22961
Myrhatt: Bukkeblad	0,530303	0,673346	0,071363	0,011641	0,014445	0,398559	0,334816
Myrhatt: Siv	0,013568	0,609303	0,08075	0,000875	0,005728	0,312775	0,707639
Myrhatt: Snelle	0,004669	0,206256	0,000292	0,032672	0,013639	0,127577	0,200432
Bukkeblad: Siv	0,04762	0,821413	0,018596	0,005628	0,342971	0,003269	0,18825
Bukkeblad: Snelle	0,045658	0,30376	0,001129	0,006291	0,947874	0,242722	0,046902
Siv: Snelle	0,277984	0,371561	0,000549	0,011224	0,36434	0,056482	0,294057

Vedlegg XIV: Konsentrasjon av metaller i vegnære innsjøer i Sørøst-Norge

	Fe (Mg/L)		Mn (Mg/L)		Pb (µg/L)	
	Topp	Bunn	Topp	Bunn	Topp	Bunn
Aklandstjenna	0,23	1,30	0,02	0,10	0,61	0,56
Studevann	0,01	0,13	0,02	0,10	0,15	0,17
Hanevatn	0,08	0,17	0,03	0,10	0,32	0,24
Vollevannet	0,04	0,42	0,00	0,90	0,28	0,24
Tarvatnet	0,02	0,03	0,02	0,02	0,25	0,23
Bakkevatn Øst	0,17	0,23	0,03	0,04	0,51	0,71
Elgsjø	0,23	0,46	0,02	0,04	0,37	0,60
Gravtjønn	0,98	16,00	0,04	0,20	0,28	0,31
Sandbøvatn	0,21	0,29	0,01	0,02	0,60	0,62
Øvre Jerpetjern	0,21	0,32	0,04	0,07	1,10	1,40
Hillestadvannet	0,13	0,12	0,02	0,02	0,17	0,08
Gjennomsnitt	0,21	1,77	0,02	0,15	0,42	0,47
Oppegårdstjern	0,24	0,65	0,03	0,29	0,11	0,21

	Cd (µg/L)		Cu (µg/L)		Ni (µg/L)		Zn (µg/L)	
	Topp	Bunn	Topp	Bunn	Topp	Bunn	Topp	Bunn
Aklandstjenna	0,03	0,01	15,00	12,00	0,20	2,80	9,60	11,00
Studevann	0,05	0,07	5,60	11,00	1,10	1,40	11,00	12,00
Hanevatn	0,05	0,09	6,30	15,00	0,74	1,20	8,30	16,00
Vollevannet	0,02	0,01	4,20	1,60	2,00	2,40	5,30	5,90
Tarvatnet	0,07	0,07	9,80	6,90	0,53	0,59	12,00	13,00
Bakkevatn Øst	0,03	0,02	2,30	1,90	0,80	0,80	8,30	7,70
Elgsjø	0,02	0,02	11,00	22,00	0,74	1,60	6,60	8,60
Gravtjønn	0,01	0,01	10,00	24,00	1,30	5,60	4,50	3,50
Sandbøvatn	0,03	0,02	4,40	2,50	1,50	1,40	10,00	7,80
Øvre Jerpetjern	0,05	0,08	15,00	21,00	1,50	0,67	15,00	21,00
Hillestadvannet	0,00	0,00	2,00	1,40	0,69	0,54	4,90	3,10
Gjennomsnitt	0,03	0,03	7,78	10,85	1,01	1,73	8,68	9,96
Oppegårdstjern	0,01	0,01	0,90	0,90	1,00	1,10	1,40	3,10



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway