

Kjemisk kartlegging av utvalgte vannforekomster på Hitra, Sør-Trøndelag

Mari Moen Slenes

Master i realfag

Innlevert: juni 2015

Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ

Medveileder: Trond Peder Flaten, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Sammendrag

Det har i denne oppgaven blitt gjennomført en kjemisk kartlegging av ulike vannforekomster på Hitra, Sør-Trøndelag. Målet var å undersøke vannforekomstenes miljøtilstand. Ulike parametere har derfor blitt vurdert opp mot relevante miljøkvalitetsstandarder, og naturlige og antropogene påvirkninger har blitt studert. Fokuset har vært på tungmetallforurensninger, sjøsaltepisoder, forsuring, humuspåvirkninger og spesieringsstudier.

Oppgaven er gjort i samarbeid med Hitra kommune, og ble utført i perioden oktober 2014 – mars 2015. Tre prøvetakingsrunder ble gjennomført, der det til sammen ble innhentet 121 prøver som ble sendt til ICP-MS-analyse. Disse bestod av både filtrerte og ufiltrerte prøver. Det ble samtidig tatt prøver for å undersøke oppløst organisk materiale (DOC), i tillegg til at aromatnivået i prøvene ble funnet (SUVA₂₅₄). Undersøkelser av viktige fysisk-kjemiske støtteparametere ble gjort (pH, turbiditet, oksygenmetning, konduktivitet, redokspotensialet, alkalitet). Alkalitet og hardheten av vannforekomstene ble beregnet. Passive prøvetakere, DGT-prober, ble benyttet for å undersøke ulike metallers biotilgjengelighet.

Resultatene fra kartleggingen viser generelt liten tungmetallforurensning i vannforekomstene, og de fleste betegnes som ubetydelig forurenset. Likevel ble det observert forurensning ved Demma (kobber og bly) og Leirvågbekken nedstrøms (kobber) over alle periodene. En stor fraksjon av de undersøkte metallene viste seg å være i hovedsak i oppløst fase. DGT-probene viste at mange av de målte metallene hadde kun en liten biotilgjengelog fraksjon. Likevel var det stor forskjell i opptaket, der aluminium og jern ble dårligst akkumulert.

De undersøkte vannforekomstene var alle humøse og karakteriseres som svært bløtt vann. pH-verdien i vannforekomstene var under prøveperiodene svakt sur til nøytral. De lave pH-verdiene kan skyldes det høye innholdet av organiske syrer i form av humusstoffer. Det ble observert sterk påvirkning av sjøsalter for alle vannforekomstene, med høye konsentrasjoner av klorid. En mulig effekt av disse påvirkningene er såkalte sjøsaltepisoder som kan indikeres med negative verdier av ikke-marin natrium (Na^{*}), noe som ble observert under dette prosjektet. Ikke-marin sulfat (SO₄^{*}) ble påvist høy enkelte steder, men konsentrasjoner kan se ut til å stamme fra geologiske forhold eller usikkerhet i beregninger på grunn av høy påvirkning av sjøsalter. Bufferkapasiteten ble undersøkt for fire lokaliteter, og observert til å være lav for spesielt to av disse, Lakselva og Leirvågbekken oppstrøms. Vannforekomstene kan derfor være følsomme for forsuring.

Det ble utført undersøkelser av egnethet av råvannskvalitet av eksisterende drikkevannskilde Larsskogvatnet og mulig råvannskilde Sætervatnet. For begge vannforekomstene ble det observert lave pH-verdier som betegnes som mindre egnet. Høye konsentrasjoner av DOC ble også påvist. Undersøkelser ved ulike dyp ble gjort for begge vannforekomstene med bruk av en vannhenter. Dypeste måling utført for Sætervatnet viste høye konsentrasjoner av oppløst jern.

Summary

In this thesis various water bodies have been studied and characterized on the island of Hitra, Sør-Trøndelag, Norway. The aim was to examine the environmental condition. Various parameters have been discussed according to relevant environmental quality standards, and natural and anthropogenic influences have been studied. The focus has been on heavy metal pollution, acidification, sea-salt episodes, humus influences and speciation.

The thesis is written in collaboration with Hitra municipality, and was conducted in the period October 2014 – March 2015. Samples were collected at three occasions, and a total of 121 samples, both filtered and unfiltered, were taken and sent to ICP-MS analysis. Samples were analyzed for dissolved organic matter (DOC) and the aromatic character of the samples was found ($SUVA_{254}$). Key physicochemical parameters were measured (pH, turbidity, alkalinity, conductivity, oxygen saturation and redox potential), and the alkalinity and hardness of water bodies were calculated. Passive samplers DGT probes were used in some of the water bodies to investigate the bioavailability of various metals.

The results generally show little heavy metal contamination in water bodies, and most are described as insignificant contaminated. It was however observed pollution by Demma (copper and lead) and Leirvågbekken downstream (copper). A large fraction of the investigated metals was observed in a dissolved phase. Results from the DGT samples showed that many of the metal's dissolved phase had a small bioavailability. There were still large differences in absorption, where aluminum and iron were the least accumulated.

The examined water bodies were all affected by humic substances and characterized as very soft waters. The pH of the water bodies were observed to be from weakly acidic to neutral. This may be due to the high content of organic acids in the form of humus. Influence of sea salts, with high values of chloride, was observed in all water bodies. One possible effect of these influences is sea-salts episodes, which can be indicated by negative concentrations of non-marine sodium (Na^*). This was observed during this thesis. Concentrations of non-marine sulfate (SO_4^*) were detected as high in some water bodies, but this can be a result of geological conditions or uncertainty in the calculations. Buffer capacity was investigated for four water bodies, and observed to be low for especially two of them, Lakselva and Leirvågbekken upstream. These water bodies may be sensitive to acidification.

Tests were conducted to examine the suitability of raw water of the existing drinking water Larsskogvatnet and the possible water source Sætervatnet. In both water bodies it was observed low pH values, which is referred to as less suitable. It was also detected high DOC concentrations. Investigation of the various depths were made for both water bodies with use of a Ruttner water sampler. Depth profile for Sætervatnet showed the highest concentrations of dissolved iron in the deepest measurement performed.

Forord

Etter mange arbeidstimer er det både en lettelse og noe vemodig å kunne levere fra seg dette arbeidet og si seg ferdig med fem år på lektorutdanning i realfag (LUR) ved NTNU.

Det er mange som fortjener en takk. Først og fremst takk til min hovedveileder Øyvind Mikkelsen, for all hjelp med masteroppgaven og veiledning på lab og ute i felt. Takk til medveileder Trond Peder Flaten for gode innspill og korrekturlesing. Takk til Hitra kommune for samarbeidet og for hjelp under denne oppgaven. Takk også til Syverin Lierhagen for utførelse av ICP-MS-analysene.

Jeg vil takke alle som har vært med å gjøre disse årene til en fantastisk studietid. Dere vet hvem dere er! Jeg vil spesielt takke Sigrid M. Kveli og Kristin Kvitrud for godt samarbeid og alt gøy vi har funnet på sammen. Uten dere hadde jeg aldri kommet meg gjennom disse fem årene! Stor takk til mamma, pappa og Sindre for hjelp med prøveinnsamling og all støtte opp gjennom årene. Og ikke minst, takk til min tvillingsøster Tonje for at du er min beste venn!

Trondheim, mai 2015

Mari Moen Slenes

Forkortelser og definisjoner

Anadrom fisk	Ferskvannsfisk som regelmessig vandrer til havet på næringssøk, og tilbake til ferskvann for gyting (Store Norske Leksikon, 2011).
ANC	Syrenøytaliserende kapasitet
Biotilgjengelighet	Andel av substansen som er tilgjengelig for organismens stoffskifteprosess (Manahan, 2010).
BLM	Biotisk ligandmodell
COC	Kolloidalt organisk karbon
DGT	Diffusjonsgradienter i tynnfilm
DOC	Oppløst organisk karbon
Forvitring	Den fysiske nedbrytningen og kjemisk dekomposisjon av stener på eller nær jordas overflate (Lutgens & Tarbuck, 2009)
FTU	Formazine Turbidity Unit
HR-ICP-MS	Høyoppløselig induktivt koplet plasma massespektrometer
ICP-MS	Induktiv koplet plasma - Massespektrometri
ISO	International Organization for Standardization
KLIF	Klima- og Forurensningsdirektoratet
Labil form	Relativt ustabil eller flyktig kjemisk form, eventuelt en relativt stabil men reaktiv form av (Mikkelsen, 2007).
m/z	Masse-til-ladningsforholdet
MQ	Milli-Q (renset vann)
Nedbørsfelt	Landareal med avrenning til ett bestemt utløpspunkt i elv, innsjø, fjord eller i hav (vannforskriften, 2006)
NTNU	Norges Tekniske- Naturvitenskapelige Universitet
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
Overflatevann	Kystvann, brakkvann og ferskvann, unntatt grunnvann (Vannforskriften, 2006).
POC	Partikulært organisk karbon
UV/VIS-spektroskopi	Ultrafiolett- og synlig lys-spektroskopi
Specie	Fordelingen av et grunnstoff blant definerte kjemiske specier (Templeton et al., 2000)
SUVA	Spesifikk ultrafiolett absorbanse

TOC	Totalt organisk karbon
Vannforekomst	En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller deler av disse, eller en avgrenset mengde grunnvann innenfor en eller flere akviferer (Vannforskriften, 2006).
Vanntype	Fastsetting av vanntyper kalles typifisering, som baseres på fastsatte fysiske og kjemiske kriterier (karakteristika) (Vann-Nett, u.å.).

Innhold

Sammendrag	I
Summary	III
Forord	V
Forkortelser og definisjoner	VII
Figurer	XIII
Tabeller	XIV
1 Innledning	- 1 -
2 Teori	- 3 -
2.1 Naturlige og antropogene påvirkninger	- 3 -
2.1.1 Tidligere undersøkelser	- 3 -
2.1.2 Naturlige påvirkninger	- 4 -
2.1.3 Antropogene påvirkninger	- 6 -
2.2 Vannforskriften	- 8 -
2.3 Prøvetaking i vannforekomster	- 9 -
2.3.1 Norsk standard for prøvetaking i ferskvann og elver	- 10 -
2.3.2 Drikkevann	- 13 -
2.3.3 Anadrome vassdrag	- 14 -
2.3.4 Passive prøvetakere - Diffusjonsgradient i tynne filmer (DGT)	- 15 -
2.4 Støtteparametere	- 17 -
2.4.1 Alkalitet og ANC	- 18 -
2.4.2 pH	- 18 -
2.4.3 Turbiditet	- 19 -
2.4.4 Konduktivitet	- 20 -
2.4.5 Oksygenmetning	- 20 -
2.4.6 Reduksjon og oksidasjons potensiale	- 21 -
2.5 Naturlig organisk materiale (NOM) og SUVA ₂₅₄	- 21 -
2.6 Metaller	- 23 -
2.6.1 Kilder til metaller i vann	- 24 -
2.6.2 Vannets hardhet	- 24 -
2.6.3 Speciering av metaller i vann	- 25 -
2.6.4 Metaller som forurensning	- 28 -
2.6.5 Biotilgjengelighet	- 28 -
2.6.6 Cocktail-effekten	- 30 -
2.7 Instrumenter	- 30 -
2.7.1 Induktiv koplet plasma – massespektrometri (ICP-MS)	- 31 -

2.7.2	UV/VIS-spektrometer.....	- 33 -
2.7.3	TOC-analysator	- 33 -
3	Prøvetakingspunkter	- 35 -
3.1	Prøvetakingspunkter.....	- 35 -
4	Metode og prosedyre	- 43 -
4.1	Introduksjon	- 43 -
4.2	Utstyr, instrumenter og kjemikalier	- 43 -
4.3	Utførelse.....	- 45 -
4.3.1	Forberedelser	- 45 -
4.3.2	Prøvetaking og feltarbeid	- 46 -
4.3.3	Etterarbeid	- 48 -
4.4	Metode- og prosedyrevurdering.....	- 50 -
4.4.1	Prøvetaking og mulige feilkilder	- 50 -
4.4.2	ICP-MS-analyse	- 53 -
4.5	Databehandling	- 53 -
5	Resultater og diskusjon	- 57 -
5.1	Generell karakterisering og typifisering.....	- 57 -
5.2	Naturlige påvirkninger	- 58 -
5.2.1	Konduktivitet.....	- 58 -
5.2.2	Klassifisering av vannets hardhet	- 60 -
5.2.3	Organisk karbon	- 63 -
5.2.4	Sjøsaltepisoder.....	- 65 -
5.3	Forsuringsparametere.....	- 67 -
5.3.1	pH	- 67 -
5.3.2	Ikke-marin sulfat (SO ₄ *)	- 69 -
5.3.3	Alkalitet	- 71 -
5.3.4	Aluminium.....	- 73 -
5.4	Specieringsstudier	- 75 -
5.4.1	Filtrering.....	- 75 -
5.4.2	DGT-prøver	- 78 -
5.5	Miljøgifter	- 83 -
5.5.1	Tungmetallforurensninger	- 83 -
5.5.2	Vurdering av SFT-veileder 97:04.....	- 90 -
5.6	Egnethet som råvann.....	- 92 -
6	Konklusjoner	- 99 -
7	Forslag til videre arbeid	- 101 -

8 Referanser	- 103 -
Vedlegg A Prøvebeskrivelse.....	- 109 -
Vedlegg B Hovedelementkjemi.....	- 115 -
Vedlegg C Tungmetaller.....	- 118 -
Vedlegg D DGT.....	- 121 -
Vedlegg E DOC og SUVA ₂₅₄	- 123 -
Vedlegg F Berggrunnskart	- 125 -
Vedlegg G Vannets hardhet	- 126 -
Vedlegg H Korrelasjoner	- 127 -
Vedlegg I Ikke-marin Na (Na*)	- 129 -
Vedlegg J Feltobservasjoner	- 130 -

Figurer

<i>Figur 2.1.1: Berggrunnskart over nord/østsiden av Hitra</i>	- 5 -
<i>Figur 2.3.1: Utsnitt av DGT</i>	- 15 -
<i>Figur 2.3.2: DGT ferdigpreparert</i>	- 16 -
<i>Figur 2.6.1: Ulike faser metaller kan forekomme som i vann</i>	- 26 -
<i>Figur 2.6.2: Skjematisk fremstilling av BLM (Di Toro et al., 2001, oversatt)</i>	- 30 -
<i>Figur 3.1.1: Hitras posisjon i norgeskartet og Hitras geologiske beliggenhet</i>	- 35 -
<i>Figur 3.1.2: Kartet viser nord/østsiden av øya Hitra, med prøvepunktene nummerert</i>	- 36 -
<i>Figur 3.1.3: Sætervatnet</i>	- 37 -
<i>Figur 3.1.4: Larsskogvatnet</i>	- 38 -
<i>Figur 3.1.5: Leirvågbekken oppstrøms</i>	- 39 -
<i>Figur 3.1.6: Leirvågbekken nedstrøms</i>	- 39 -
<i>Figur 3.1.7: Aksethdalen skytebane</i>	- 40 -
<i>Figur 3.1.8: Demma nede</i>	- 40 -
<i>Figur 4.3.1: Bruk av multimeteret Multi 350i</i>	- 47 -
<i>Figur 4.3.2: DGT-prober før utsetting i vannforekomstene</i>	- 48 -
<i>Figur 5.2.1: Konduktivitet over ulike prøvetakingsperioder</i>	- 59 -
<i>Figur 5.2.2: Sesongvariasjoner i DOC for ulike vannforekomster</i>	- 63 -
<i>Figur 5.2.3: Korrelasjon mellom Na^+ og Cl^- ($R=0,55$, $p<0,05$, $n=63$)</i>	- 66 -
<i>Figur 5.3.1: pH-verdier for ulike vannforekomster over tid</i>	- 68 -
<i>Figur 5.3.2: Korrelasjon mellom utregnet SO_4^{2-} og Cl^-. $R=0,54$, $p<0,05$, $n=63$</i>	- 70 -
<i>Figur 5.3.3: Korrelasjon mellom oppløst Al mot pH. ($R=-0,26$, $p>0,05$, $n=54$)</i>	- 73 -
<i>Figur 5.4.1: Gjennomsnittsf forhold mellom total metallkonsentrasjon og løst metallkonsentrasjon for 6 ulike prøvepunkter</i>	- 76 -
<i>Figur 5.4.2: Logaritmisk fremstilling av forholdet mellom gjennomsnittsverdier av ulike metallioner målt med DGT og løste metallkonsentrasjoner</i>	- 79 -
<i>Figur 5.4.3: Logaritmisk fremstilling av forholdet mellom gjennomsnittsverdier av ulike metallioner målt med DGT og løste metallkonsentrasjoner</i>	- 79 -
<i>Figur 5.4.4: Korrelasjon mellom Fe og Pb ($R=0,70$, $p<0,05$, $n=36$)</i>	- 82 -
<i>Figur 5.5.1: Korrelasjon mellom Hg og DOC ($R=0,12$, $p>0,05$, $n=29$)</i>	- 85 -
<i>Figur 5.6.1: Dybdeprofil for Mn i Sætervatnet</i>	- 95 -
<i>Figur 5.6.2: Dybdeprofil for Fe i Sætervatnet</i>	- 96 -

Tabeller

<i>Tabell 2.3.1: Klassifisering av egnethet av overflateråvann til drikkevannsforsyning.....</i>	<i>- 14 -</i>
<i>Tabell 2.6.1: Sammenheng mellom hardhetsklasser, Ca og tyske hardhetsgrader</i>	<i>- 25 -</i>
<i>Tabell 2.6.2: Tilstandsklasser for enkelte tungmetaller i vann.</i>	<i>- 28 -</i>
<i>Tabell 3.1.1: Undersøkte vannforekomster..</i>	<i>- 36 -</i>
<i>Tabell 4.2.1: Instrumenter til prøvetaking og etterarbeid</i>	<i>- 43 -</i>
<i>Tabell 4.2.2: Utvalg av utstyr benyttet under prosjektet.....</i>	<i>- 44 -</i>
<i>Tabell 4.2.3: Utstysliste for DGT-prober</i>	<i>- 44 -</i>
<i>Tabell 5.1.1: Typifisering av vannforekomster.</i>	<i>- 58 -</i>
<i>Tabell 5.2.1: Tysk hardhetsgrad og klassifisering av ulike prøvetakingspunkter.....</i>	<i>- 61 -</i>
<i>Tabell 5.3.1: Klassifisering av miljøtilstand, pH.</i>	<i>- 69 -</i>
<i>Tabell 5.3.2: Alkalitetsmålinger for tredje prøvetaking.....</i>	<i>- 72 -</i>
<i>Tabell 5.5.1: Tilstandsklasser for tungmetaller i henhold til SFT-veileder 97:04.....</i>	<i>- 84 -</i>
<i>Tabell 5.6.1 Egnethet av råvannskilde Sætervatnet og Larsskogvatnet som drikkevann....</i>	<i>- 93 -</i>

1 Innledning

Overvåking av vannkvalitet i vannforekomster har blitt aktualisert gjennom Norges implementering av EUs vanndirektiv, Forskrift om rammer for vannforvaltning (vannforskriften), via EØS-avtalen. Direktivet har som mål å kartlegge og eventuelt forbedre tilstanden til norske vann. Direktivet krever mer overvåkning av vannforekomster, og dermed er flere store og mindre norske elver og innsjøer under kartlegging for å definere miljøstatus (Miljødirektoratet, 2013).

Dette masterprosjektet vil ta for seg en kjemisk kartlegging av utvalgte vannforekomster på Hitra, en øy i Sør-Trøndelag. Utvalget av vannforekomstene ble gjort i samarbeid med Miljøavdelingen i Hitra kommune, på bakgrunn av blant annet mulig forurensning, generell karakterisering og egnethet av råvann til drikkevannsforsyning. Kartlegging av miljøstatus for ulike vannforekomster er et bidrag som kan benyttes for å nå målet om god vannkvalitet, satt av vannforskriften (2006).

Hovedhensikten med denne masteroppgaven er å undersøke og karakterisere de utvalgte vannforekomstene. Vannforekomstenes miljøtilstand vil bli vurdert opp mot ulike miljøkvalitetsstandarder, og både naturlige og antropogene påvirkninger av vannet vil bli studert. Fokuset vil være på tungmetallforurensning, forsuring, sjøsaltepisoder, humuspåvirkning og spesieringsstudier. En av vannforekomstene er et råvann benyttet til drikkevannsforsyning, og en vannforekomst undersøkes som mulig fremtidig drikkevannskilde. En enkel vurdering av deres egnethet vil bli gjort.

For å kunne diskutere de nevnte målene vil det i perioden oktober 2014 – mars 2015 bli innhentet vannprøver over tre perioder. Både filtrerte og ufiltrerte vannprøver vil bli innsamlet og sendt til ICP-MS-analyse. Klassifisering av tungmetallnivået vil bli gjort i henhold til KLIFs (nå Miljødirektoratet) veileder 97:04, Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al., 1997) (fra nå kun kalt SFT-veileder 97:04). Her vil forurensningstilstanden av kobber (Cu), sink (Zn), krom (Cr), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), bly (Pb) og nikkel (Ni) bli vurdert. Effekter av blandinger av metaller vil også bli diskutert. Passive prøvetakere, i form av diffusjonsgradient i tynne filmer (DGT), vil bli anvendt for å gi en indikasjon på biotilgjengeligheten av utvalgte metaller.

Undersøkelse av organisk karbon vil gjøres ved å ta filtrerte prøver, som gir oppløst organisk karbon (DOC), i tillegg til at aromatinivået vil bli bestemt ved SUVA₂₅₄. Av fysisk-kjemiske støtteparametere vil pH, konduktivitet, oksygenmetning, redokspotensialet, og turbiditet bli målt. Hardhet og alkalitet skal bestemmes, i tillegg til at ikke-marine påvirkninger vil bli diskutert.

Det er et mål å benytte seg av anbefalinger gjort i vannforskriften (2006) for å karakterisere vannforekomstene. Bruk av vannforekomstenes beskrevne vanntyper vil bli benyttet for å gi informasjon om parametere i vannforekomstene. Her har det blitt valgt å følge Veileder 02:2013 - Klassifisering av miljøtilstand i vann, økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2013). Fra nå vil denne bli kalt Veileder 02:2013. SFT-veileder 97:04 vil også benyttes om ikke Veileder 02:2013 er beskrivende nok. Mulige belastninger av vannforekomstene vil bli diskutert.

Vurdering av egnetheten av det potensielle råvannskilden Sætervatnet og råvannskilden Larsskogvatnet vil bli gjort i henhold til NIVAs oppdaterte forslag til reviderte kriterier for råvann, beskrevet av Solheim et al. (2008)

2 Teori

2.1 Naturlige og antropogene påvirkninger

For å vurdere hvilke parametere som skal undersøkes for vannforekomster må det utøves faglig skjønn. Forskjellen på by og land her i Norge er stor, og enkelte forurensninger er mer aktuelle noen steder enn andre. Kunnskapen om nærliggende antropogene forurensningskilder som kan virke inn på deler eller hele vannet er derfor av stor nytte. Vannforekomster kan bli klassifisert som dårlig, selv om det ikke finnes noen nærliggende forurensningskilder. Dette kan skyldes naturlige forholdene, men også langtransportert luftforurensning (Steinnes, 2001; Stumm & Morgan, 1996).

For å tilegne seg kunnskap om forurensningsgrad trengs det informasjon om vannets naturlige tilstand. I Norge er de fleste vannforekomster på en eller annen måte påvirket av menneskelig aktivitet (Andersen et al., 1997). Derfor kan det være vanskelig å finne den naturlige tilstanden, eller vite om denne verdien har blitt målt. Enkelte ganger kan verdier være nær eller lik den naturlige tilstanden, andre ganger kan antropogene forurensninger dominere. Forurensningsgraden vil representere differansen mellom målte konsentrasjonen og den forventede naturtilstanden (Andersen et al., 1997).

Avsnittet 2.1.1 vil gi en kort innføring i noen tidligere undersøkelser gjort av vannforekomster på Hitra. Avsnitt 2.1.2 omhandler naturlige påvirkninger, og Avsnitt 2.1.3 går inn på antropogene påvirkninger som kan være av betydning.

2.1.1 Tidligere undersøkelser

For to av vannforekomstene skal det gjøres undersøkelser for egnethet som råvann til drikkevannsforsyning. Den ene vannforekomsten blir allerede benyttet som drikkevannsforsyning, den andre undersøkes som mulig reservekilde. I drikkevannet Larsskogvatnet er eier pliktig å utføre jevnlig kontrollerte målinger. Sætervatnet er under undersøkelse for sin egnethet som råvann. Dette prosjektet vil ikke benytte seg av tidligere undersøkelser gjort i disse vannforekomstene, men basere seg kun på egne målinger.

NIVA har utført overvåkinger av vannkvaliteten i en rekke ferskvann i nærheten av Statoils anlegg på Tjeldbergodden, Aure kommune, rett sør for Hitra (Kart over Hitra og Tjeldbergoddens posisjon finnes i Figur 3.1.1). Overvåkingen har foregått i flere perioder fra 1993, til perioden 2004, samt i 2009-2010 der flere innsjøer på Hitra har blitt undersøkt (De Wit et al., 2004; Garmo et al., 2010; Hobæk, 2000; Hobæk, 2003). Utførelsen ble gjort for å følge med på hvordan NO_x og eventuelt andre utslipp fra metanolfabrikken på Tjeldbergodden

(åpnet i 1997) har virket inn på ferskvann i nærheten. Det er nå noen år siden disse undersøkelsene ble gjennomført, og vannforekomstene strekker seg over andre geografiske områder. Rapporten vil likevel bli benyttet for å gi informasjon om den generelle vannkvaliteten på Hitra. Under undersøkelsene ble ikke tungmetallkonsentrasjoner målt, men viktige fysisk-kjemiske støtteparametere ble undersøkt samt hovedioner i vann.

De gjennomgående resultatene fra den siste rapporten av Garmo et al. (2010) viser at innsjøene på Hitra har hatt høyere alkalitet i gjennomsnitt (varierer stort fra omtrent 30 $\mu\text{ekv/L}$ til 60 $\mu\text{ekv/L}$), sammenliknet med vannforekomstene på fastlandet. Ved siste målinger gjort i 2009 ble alkaliteten i vannforekomstene observert på omtrent 40 $\mu\text{ekv/L}$. Innsjøene på Hitra hadde i perioden 1993 til 2009 en middelværdi fra pH 5,8 – 6,2. Det ble vist at høye konsentrasjoner av sjøsalter i nedbørsfeltene førte til store variasjoner i vannkjemien. Rapporten viser videre at det har vært en markant nedgang av ikke-marin sulfat (SO_4^*) etter 1997, samtidig som metanolfabrikken åpnet. Verdiene lå her opp mot 20 $\mu\text{ekv/L}$. Deretter fulgte en nedgang frem til 2009 på verdier på rundt 3 $\mu\text{ekv/L}$. Også nitrat(NO_3^-)-konsentrasjonene i vannforekomstene viste en nedgang fra omtrent 1997. Generelt fastslår rapporten at regionen har blitt påvirket lite av forurensninger fra forbrenningen på metanolfabrikken. Noen av innsjøene er derimot følsomme for eventuelle forsureninger.

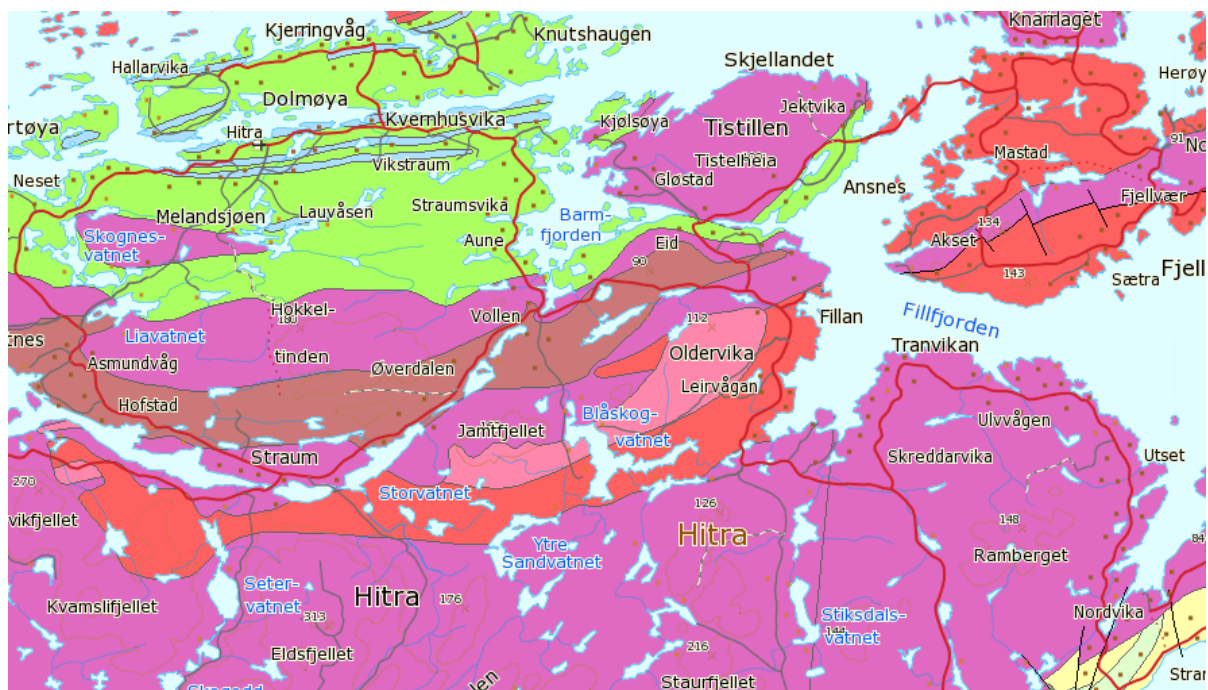
På grunn av historisk lav sjørrerbestanddel i området har flere av Hitras anadrome vassdrag blitt undersøkt (Bergan, 2012). I undersøkelser har det spesielt blitt lagt vekt på vandringshindringer eller barrierer, og ikke vannets fysiske-kjemiske egenskaper og forurensninger. Resultatene fra undersøkelsen viste fysiske hindringer for flere av vassdragene, som kan ha gjort bestanddelen mindre.

2.1.2 Naturlige påvirkninger

Tidligere undersøkelser av vannforekomster i Norge viser at vannkjemien i innsjøer bestemmes av geologien, nedbørskjemi, jordsmonn, hydrologi og vegetasjonen (Skjelkvåle et al., 1997). Påvirkninger kan være mineraler fra fjell og løsmasser, organiske komponenter fra vegetasjon og jord, og påvirkning fra havet i form av sjøsalter (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). I dette avsnittet vil det i hovedsak bli fokusert på geologi, nedbørskjemi og vegetasjon.

Geologien vil kunne påvirke vannets kjemi og kvalitet. Eksempler på dette er alkaliteten og hardheten av vannet. Tilførsel på grunn av kjemisk forvitring av jord, berggrunn og sedimenter kan være aluminium (Al), barium (Ba), kalsium (Ca), fluor (F), kalium (K), magnesium (Mg), natrium (Na), silisium (Si) og strontium (Sr) (Flaten, 1991).

Det er store variasjoner av bergarter på Hitra, og det er ofte vanskelig å trekke skarpe grenser mellom disse. Berggrunnen på Hitra hører til den kaledonske fjellkjede (Fossen et al., 2013). Områdene rundt Melkstadvassdraget og Undåsvatnet består for det meste av metamorfe bergarter (Kollung, 1960). Berggrunnskart over vannforekomstene laget av Norges Geologiske Undersøkelse (u.å.-a) viser at bergartene glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt og med noe innslag av kalkspatmarmor dominerer (Figur 2.1.1). De resterende vannforekomstene ligger på bergarter som i hovedsak består av magmatiske bergarter (Kollung, 1960). Berggrunnskart fra Norges Geologiske Undersøkelse (u.å.-a) viser at de bergartene som dominerer er ulike typer dioritt (blant annet monzodioritt, granodioritt, kvartsdioritt (trondhemitt)), tonalitt og granitt (Figur 2.1.1).



Figur 2.1.1: Berggrunnskart over nord/østsidan av Hitra (Norges Geologiske Undersøkelse, u.å.-a). Beskrivelse av kartet finnes i Vedlegg F.

Vannforekomster langs kysten blir ofte påvirket av sjøsalter. Typisk tilførsel av sjøsalter til ferskvann er Na, klorid (Cl⁻), Mg og bromid (Br⁻). (Flaten, 1991). Også Ca og K kan tilføres via sjøsalter, men denne tilførselen har ikke like utpreget mønster (Rognerud et al., 2008). Sjøsaltene blir tilført ved at havet produserer aerosoler, blir transportert via atmosfæren, før de så avsettes i vannforekomstenes nedbørsfelt. Sjøsaltene kan påvirke vannets kvalitet ved for eksempel å gi forhøyede ionekonsentrasjoner, noe som gir et positivt utslag på konduktiviteten, den spesifikke ledningsevnen, i vannforekomstene (Rognerud et al., 2008). Høye

sjøsaltpåvirkninger kan også gi såkalte «sjøsaltepisoder» i vannforekomster (Wright et al., 1988). Dette kan gi høyere avrenning av H^+ og Al.

Cl^- i ferskvann antas i hovedsak å ha sin opprinnelse fra havet (Wright & Henriksen, 1978). Dermed kan enkelte ikke-marine bidrag beregnes ved å korrigere for Cl^- . Dette kan gi et bilde av det naturlige terrenget og antropogene forurensninger. Ikke-marine bidrag merkes med * videre i dette prosjektet. Derimot er det flere usikkerheter med slike beregninger på grunn av usikkerhet i komposisjon av sjøvann, analytiske usikkerheter, heterogenitet av prøven og antagelser om at referansespecien (Cl^-) kun er av marin opprinnelse (Keene et al., 1986). Sjøsaltkorrigerede (ikke-marine) verdier beskrevet av Skjelkvåle et al. (1997) vises i Ligning 1, 2, 3, og 4 for henholdsvis Ca^* , Mg^* , Na^* og SO_4^* , og oppgis i $\mu eqv/L$.

$$[Ca^{2+}]^* = [Ca^{2+}] - 0,037*[Cl^-] \quad (1)$$

$$[Mg^{2+}]^* = [Mg^{2+}] - 0,196*[Cl^-] \quad (2)$$

$$[Na^+]^* = [Na^+] - 0,859*[Cl^-] \quad (3)$$

$$[SO_4^{2-}]^* = [SO_4^{2-}] - 0,103*[Cl^-] \quad (4)$$

SO_4^{2-} kan beregnes ut fra svovel (S), med en faktor på 2,99.

Kart over Hitra viser at store deler av øya ligger under den marine grensen, det vil si under havets høyeste vannstand under slutfasen av den siste istid (Norges Geologiske Undersøkelse, u.å.-b). Grensen er derimot noe usikker. Vannforekomster under den marine grensen kan gi høyere konsentrasjoner av ioner det finnes mye av i sjøvann. I tillegg kan terreng under den marine grensen ha avsatt materiale, som kalsiumkarbonat ($CaCO_3$). Dette kan virke inn på vannforekomstens syrenøytraliserende kapasitet (Wilson et al., 1986).

Hitras vegetasjon består i store deler av myrområder, lyngheier og granskog. Elver som drenerer gjennom myrområder gir ofte høyt innhold av humusstoffer (HS) og gir høye organisk karbon konsentrasjon (Rognerud et al., 2008). Trær som dominerer kan også spille en rolle på blant annet sjøsalter i nedbørsfeltet.

2.1.3 Antropogene påvirkninger

Alle påvirkninger som er relevante og kan endre vannforekomsten fra sin naturlige tilstand sees på (vannforskriften, 2006). Dette kan være hydrologiske, biologiske, fysikalske eller kjemiske endringer. Selv om menneskelige påvirkninger kan endre vannforekomstens kvalitet, kan også naturlige forhold forårsake at vannkvaliteten blir dårlig. Dette delkapitlet vil i hovedsak fokusere på de menneskelige påvirkningene.

Antropogene, menneskeskapt forurensninger kan komme fra nærliggende områder, men også forurensninger langveisfra. Atmosfærisk langtransport er en av de viktigste forurensningene av miljøet i Norge av mange tungmetaller (Steinnes, 2001). På grunn av atmosfærisk langtransport har forurensninger blitt oppdaget i vannforekomster langt fra deres opprinnelige kilde. Det har blitt påvist transport av Pb, Cd, arsen (As), pesticider og enkelte organiske forbindelser over store områder (Chapman, 1992). For tungmetaller kan det imidlertid ofte observeres en nord-sør gradient, der de sørligste delene av Norge er sterkest påvirket (Steinnes, 2001).

Av større industrielle virksomheter som kan være av interesse i nærheten må Tjeldbergodden, rett sør for Hitra, nevnes. Her ligger Europas største metanolfabrikk, og flere undersøkelser har blitt gjort for å følge med på hvordan NO_x-utslipp fra metanolfabrikken på Tjeldbergodden kan påvirke ferskvann i nærheten. Undersøkelser gjort på Hitra i forbindelse med mulige forurensninger fra metanolfabrikken finnes i Avsnitt 2.1.1.

Hitra har ikke større industriområder i nærheten av de undersøkte vannforekomstene. Det er derimot ved enkelte av vannforekomstene byggeaktivitet eller annen menneskelig aktivitet. Bebyggelse, avfall og avløp kan gi avrenninger som påvirker den naturlige tilstanden i vannforekomstene. Enkelte av vannforekomstene kan altså være utsatt for diffuse kilder. Mulige forurensninger kommer frem i de enkelte beskrivelsene av vannforekomstene (Avsnitt 3, Prøvetakingspunkter).

Enkelte ganger kan vannforekomster bli klassifisert som forurenset, selv om det ikke finnes en spesifikk forurensning i nærheten. Dette kan kalles for diffuse forurensninger, forurensninger der det er vanskelig å finne en spesiell forurensning, på grunn av mange ulike bidrag. Avrenning fra vei, landbruk, avfall fra tettbygde strøk, bileksos og lekkasjer fra avløpsvann er eksempler på forurensninger som bidrar til diffuse forurensninger (Chapman, 1992).

Diffuse forurensningene består av flere punktkilder. En punktkilde er en forurensning som entrer miljøet fra en enkelt, lett gjenkjennelig kilde (Manahan, 2010). Forskjellen mellom diffuse forurensningskilder og punktkilder ligger i det en punktkilde lettere kan behandles, samlet og gjort noe med. For diffuse forurensningskilder kan det være mange punktkilder å håndtere, og det er ikke alltid lett å finne kildene (Chapman, 1992). I følge Miljødirektoratet (2010) er diffuse forurensninger fra landbruk, kloakk og avløp de viktigste påvirkningene av ferskvann i Sør-Trøndelag. Den diffuse forurensning eller avrenningen bør ha en tilnærming der ansvaret må avklares av de belastede partene (Direktoratgruppa for vanddirektivet, 2010).

2.2 Vannforskriften

I 2007 ble EUs vanndirektiv gjort gjeldende i Norge, via EØS-avtalen. Dette ble gjort ved å innføre vannforskriften, et lovverk som sørger for oppfølging og gjennomføring av EUs vanndirektiv (vannforskriften, 2006). Nettsiden Vann-Nett.no (Vann-Nett, u.å.) blir benyttet som kunnskapsdatabase for vannforskriften, der informasjon legges ut for vannforekomster. Det skal innen 2021 være minst god kjemisk tilstand og god eller svært god økologisk tilstand i overflatevann og grunnvann i Norge (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2010). Det må også beskyttes mot forringelse av vannforekomstene.

Arbeidet med vannforskriften innebærer å klassifisere vannforekomster etter passende og beskrivende vanntype. Benyttelse av et slikt system skal lettere gi informasjon om naturtilstanden til vannforekomsten, noe som er et grunnlag for å undersøke forurensninger (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2010). Det blir så sett på mulige belastninger og enkle miljøvurderinger blir gjort. Denne karakteriseringen brukes til å finne vannforekomster som har en risiko for å ikke kunne nå miljømålet innen 2021 (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2010). Det benyttes tre karakteriseringer for å vurdere risikoen for om det er mulig å oppnå miljømålene i overflatevannforekomster. Disse karakteriseringene er: «ingen risiko», «mulig risiko» og «risiko» (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2010). For de vannforekomstene det finnes mulige risikoer for ikke å nå miljømålet, bør det utføres en overvåkning for å kunne vurdere tiltak.

Regioner må selv ta utgangspunkt i mulige forurensninger eller miljøutfordringer, og finne ut om det i aktuelle vannforekomster er forhold som kan være skadelig for det akvatiske miljø (Miljødirektoratet, 2013). For enkelte vannforekomster kan det være satt strengere miljømål gitt av andre direktiver. Dette kan for eksempel være for avløpsvann eller råvann (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2013). Om dette er gitt må disse direktivene følges opp.

Dette prosjektet vil utføre en karakterisering, i henhold til vannforskriften (2006). Denne prosessen består i typifisering av vannforekomsten, identifisering av mulige belastninger og enkel vurdering av miljøvirkninger, med vekt på kjemisk tilstand. Risiko for å nå miljømålene vil ikke bli gjort. Fysisk-kjemiske parametere blir vurdert for ulike vanntyper i henhold til beskrevet i Veileder 02:2013 (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2013), eventuelt SFT-veileder 97:04 om Veileder 02:2013 ikke er beskrivende nok.

2.3 Prøvetaking i vannforekomster

Forurensninger i vann er ikke bare en potensiell fare for menneskers helse, men også en trussel for økosystemer og det biologiske mangfoldet i naturen (Norges offentlige utredninger, 2013). For å oppdage disse forurensningene og for å kunne sette i gang målrettede tiltak kreves det kunnskap, i form av undersøkelser og overvåkning av de mange norske vann.

Klassifiseringssystemer kan tas i bruk for å gi informasjon om vannforekomstenes tilstand. For å benyttes seg av disse kreves det tilstrekkelig innsamling av data (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2013). Det finnes en rekke krav til hvordan vannprøver skal samles inn. I utgangspunktet er det anbefalt å utføre prøvetakinger over flere år, da det vil være naturlige svingninger både i forskjellige årstider og variasjoner fra år til år (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2013). Om det ikke er mulighet til dette er det anbefalt å få med alle årstidene; sommer, høst, vinter og vår. SFT-veileder 97:04 anbefaler for fastsetting av fysisk-kjemiske parametere i innsjøer eller elver i utgangspunktet å ta prøver over fire sesonger. Alternativt kan det tas prøver under sirkulasjonsperioden på høstsesongen i ferskvann (Solheim et al., 2008). Fastsetting av grenseverdier for tungmetallforurensning gjelder også i utgangspunktet for målinger gjort gjennom et helt år med minst fire prøvetakingsperioder (Andersen et al., 1997).

Vannforekomstenes tilstand vil være avhengig av forekomstens egenskaper. Vanngjennomstrømning, oppholdstid av vann, dybde sammenliknet med overflateareal og vindforhold påvirke vannkjemien. Dette bør tas i betraktning når vannprøver innhentes. For prøvetaking av elver eller bekker kan frekvensen av prøvetakingen gjøres etter skjønnsmessige vurderinger, men også etter om det er store variasjoner (Andersen et al., 1997). Elver og bekker kan oppleve stor variasjoner både når det gjelder vannføring og konsentrasjon. Spesielt for mindre elver eller bekker kan store forskjeller på korte tidsrom forekomme (Andersen et al., 1997).

Større innsjøer vil kunne oppleve et temperatursjikt under sommermånedene, noe som kan fører til lagdeling og mindre sirkulering (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). Det vil derimot under både vårparten og høsten skjer sirkulasjoner av vannmassene. En vannundersøkelse på høsten, under eller rett i etterkant av sirkulering, kan gi en god indikasjon på de gjennomsnittlige konsentrasjonene i vannforekomsten gjennom året (Rognerud et al., 2008). Grunnere tjern eller innsjøer kan også ha termiske sjikt under sommeren, men mer vindutsatte vannforekomster vil være uten et stabilt temperatursjikt (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a).

Selve prøvetakingen er et av de viktigste trinnet i en vannanalyse. Om ikke prøvetakingen er gjort på en kvalifisert måte, er det lite nyttig med nøyaktige instrumenter. For prøvetaking i

vann bør resultatene gi et representativt bilde av virkeligheten. Dermed er det av betydning at prøvetakingen blir gjort på en god måte. Prøvene må bli tatt så de kan sammenliknes med resultater fra andre målinger, og for å kunne vurdere om tiltak må settes i gang (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2010).

Ofte kan det bli foretatt såkalte grabbprøver. Dette er enkeltprøver som blir tatt for å representere hele vannforekomsten, tatt tilfeldig både når det gjelder tid og sted. Imidlertid vil små prøver av et ferskvann eller en elv kun gi et øyeblikksbilde, og ikke nødvendigvis bildet av hele vannforekomsten. Ressurser og/eller tid kan være begrensninger som gjør at det ikke kan utføre så mange målinger som ønskelig. En god måte å innhente og behandle prøvene på er derfor avgjørende. Standardiserte metoder har blitt utarbeidet for vannprøvetaking for å kvalitetssikre arbeidet. Neste avsnittet vil derfor presentere enkelte viktige prosedyrer for prøvetaking av vannforekomster. Avsnitt 2.3.2 gir en kort beskrivelse av prøvetaking i råvannskilder til drikkevannsforsyninger, Avsnitt 2.3.3 omhandler anadrome vassdrag og Avsnitt 2.3.4 beskriver passive prøvetakere (DGT-prøver) som ble benyttet i dette prosjektet.

2.3.1 Norsk standard for prøvetaking i ferskvann og elver

Vannprøver kan innhentes på ulike måter; med forskjellig utstyr og i forskjellige deler av vannet. Mange metoder finnes, og dermed kan også resultatene kunne variere. Ofte skal små konsentrasjoner av for eksempel tungmetaller undersøkes. Selv små feil kan da føre til et sprik mellom den målte konsentrasjonen og den virkelige konsentrasjonen. En kvalifisert måte å håndtere innsamlingen og etterarbeid på er derfor nyttig.

Norge er en del av International Organization for Standardization (ISO), en komité som utvikler internasjonale standarder, blant annet standarder om vannundersøkelser (NS-ISO 5667). I disse inngår feltprosedyrer for ulike vannforekomster, beskrivelser av forberedelser, oppbevaring og etterarbeid. Standardene beskriver ulike teknikker og grep som kan være til nytte for den som utfører prøvetaking i vann og instruksjoner så utføringen kan gjøres på en mest mulig kvalifisert og ensartet måte. I dette delkapittelet vil det, med vekt på ISOs standarder, gjennomgås noen viktige grep for vannprøvetaking.

Før innsamling blir gjennomført er det viktig å finne hensikten med innsamlingen (Fetter, 2001). ISO har blant annet standarder for prøvetaking i innsjøer (Standard Norge, 1987), for drikkevann (Standard Norge, 2006b) og for bekker og elver (Standard Norge, 2005). Metodene som benyttes for prøvetaking bør være i samsvar med gjeldende standarder, enten nasjonale eller internasjonale (vannforskriften, 2006).

Etter anbefaling av Norsk Standard bør den som utfører prøvetakingen være under opplæring før prøvetakingen foregår alene (Standard Norge, 2006b). Av ulike teknikker som kan brukes for undersøkelser av prøver finnes blant annet grabbprøver (stikkprøver) og sammensatte prøver (Manahan, 2010). Også ulike sensorer kan benyttes.

Utstyret for vannprøveinnsamling har stor betydning for hvor presise resultatene blir. Utstyret bør være laget til formålet (Standard Norge, 2006a). For analyse av metaller bør det ikke benyttes utstyr som kan lekke disse metallene. Likevel kan det selv med passende utstyr oppstå problemer, på grunn av for eksempel for dårlige vaskerutiner av utstyret. Alt i kontakt med vannprøvene skal være rent (Standard Norge, 2006a). Utstyrsmengden avhenger av om det er en direkte eller indirekte samling, der det i utgangspunktet er direkte samling av prøver som vil være den med minst kontaminering (Standard Norge, 2005). Ved direkte prøvetaking unngås mellomsteg.

For å hindre endringer i prøven bør tilsetninger og riktig oppbevaring benyttes for å minimere kontamineringen og eventuelle endringer (Manahan, 2010). Polyetylenrør, laget av plast, er en av flere typer rør som kan benyttes til å oppbevare vannprøver. De er egnet til å undersøke både fysiske og kjemiske parametere i vann (Standard Norge, 2006a). Oppbevaring av prøvene må gjøres så innholdet i prøven ikke fordamper, blir forurenset eller adsorberes på veggene (Standard Norge, 2006a). Av konserveringsmidler er salpetersyre (HNO_3) godt egnet for blant annet spormetallanalyser, da dette konserveringsmiddelet holder metallene i løsningen (Manahan, 2010). Det må derimot forsikres at HNO_3 har den renheten som trengs.

For å minimere kontamineringen bør hansker tas i bruk under innsamlingen (Standard Norge, 2006b). Kontaminering på utsiden av prøvetakingsutstyret bør hindres og prøvene lagres helst i rene omgivelser (Standard Norge, 2006b). Forurensninger på utsiden kan også kontaminere prøvens innhold når prøven behandles. Lokket til røret/flasken som benyttes til å oppbevare prøvene i bør tas av rett før prøvetakingen, og legges på en ren overflate til prøven er ferdigtatt (Standard Norge, 2006b). Lokket bør i tillegg plasseres slik at det ikke kan komme kontamineringer på innsiden av lokket. Prøveinnsamling fra båt kan gi flere utfordringer på grunn av eventuelle utslipp fra båten eller annet utstyr benyttet i tilknytning til båten (Standard Norge, 2005). Hvor mye dette og andre kontamineringer vil virke inn på resultatene må vurderes, og det må hele tiden under prøvetakingen settes inn tiltak for å hindre eller minske kontamineringen.

For elver eller bekker vil også ofte hensikten med kartleggingen legge grunnlag for valg av prøvetakingspunkter. Enkelte ganger kan det være ideelt å måle oppstrøms og nedstrøms av eventuelle forurensninger for å få et inntrykk av naturtilstanden og hvordan vannet kan ha blitt påvirket (Standard Norge, 2005). Om dette ikke er mulig, kan også nærliggende vannforekomster med likheter gi en god indikasjon på den originale vannkvaliteten (Chapman, 1992). På grunn av praktiske årsaker kan det være utfordrende å komme frem til de mest ideelle prøvetakingspunktene. Sikkerhet skal alltid vurderes, både ved prøvetaking i elver eller andre vannforekomster.

Prøvene bør ikke være fra den aller øverste delen av vannforekomsten, heller ikke den helt nederste delen av vannet. Disse delene er ikke alltid like representativt for dype vann. For mindre elver eller bekker derimot kan dette være utfordrende. Her bør det heller fokuseres på å ta prøver midt mellom topp og bunn, og der vannet ikke er for stillestående (Standard Norge, 2005). Forsiktighet bør også tas under prøvetaking i alle vannforekomster når de blir tatt fra vannkanten. Forstyrrelse av bunnen må unngås, og prøver i elver eller bekker bør bli tatt oppstrøms og ikke nedstrøms av innsamler (Standard Norge, 2005).

Generelt for all prøvetaking i vannforekomster bør punktene velges så resultatene gir et representativt bilde av vannmassene. Steder hvor vannet ikke er homogent fordelt bør derfor unngås, om dette ikke er av spesiell interesse (Standard Norge, 1987, 2005). Eksempel på heterogene forskjeller i vannkjemien kan være i horisontal retninger i vannet, om det inneholder flere bukter eller viker. Dette kan skyldes ulike nedslagsfelt og lokale utslipp eller liknende. Det er derfor nyttig å ta prøver i mer enn i bare en bukt av en større innsjø (Standard Norge, 1987). Det er derimot ikke kun horisontalt i vannforekomster forskjeller kan forekomme. Prøver tatt i ulike vertikale lag kan gi ulike resultater på grunn av mulige lagdelinger i vannforekomstene. Ofte kan det være store forskjeller i vannkvaliteten om vannet har et sprangsjikt (termoklin), som kan forekomme i sommer- og vintersesongen i større vann (Standard Norge, 1987). Lengre nede mot bunnen kan også sedimenter virke inn (Standard Norge, 1987).

For å lett kunne kjenne igjen vannprøvene bør beholdere rett etter innsamlingen markeres, for å hindre eventuelle forvekslinger (Standard Norge, 2006b). Etter prøvetakingen må prøvene lukkes godt igjen, ettersom kvaliteten kan endre seg på grunn av mulig gassutveksling. Prøvene bør konserveres og oppbevares på en slik måte så egenskapene til vannet ikke endrer seg

(Standard Norge, 2005). Alle prøvene bør lagres i kalde og mørke omgivelser (Standard Norge, 2005).

2.3.2 Drikkevann

Både drikkevannsforskriften og vannforskriften setter krav til drikkevann. Drikkevannsforskriften har som formål å sikre drikkevannet, så det ikke har helseskadelige forurensninger (drikkevannsforskriften, 2001). Selv om drikkevannsforskriften (2001) definerer drikkevann for alt vann, både behandlet og ubehandlet, som benyttes til drikke eller andre husholdningsmål, kommer ubehandlet vann videre i hovedsak kalles for råvann.

Prosedyrer for innsamling av prøver i vann beregnet for menneskelig inntak vil være strengere enn for en undersøkelse av andre vannforekomster, på grunn av drikkevannsforskriften (Standard Norge, 2006b). Frekvensen for prøvetaking er høyere, og de ansvarlige må følge lovverket. Prøvetaking bør også tas nær uttaket av råvannet (Standard Norge, 1987). Av lokaliteter bør det også inkluderes områder der kjemisk tilstand kan være dårlig (Standard Norge, 2006b). Det skal altså ikke kun innhentes vannprøver der det er forventet god kjemisk tilstand. Om det er begrunnet tro til forurensning bør dette sjekkes.

Det stilles krav til vannverkseiere av overvåkingen både gjennom rapportering, metode og retningslinjer som må følges (Direktoratgruppa for vanddirektivet, 2010). Råvannet må gjennom flere hygieniske barrierer før det videre kan bli benyttet som drikkevann. Likevel er det et ønske om best mulig kvalitet av råvannskilden, så renseprosessen blir minst mulig (vannforskriften, 2006). Vannverkseieren bør derfor ha god kunnskap om råvannskilden.

For å få godkjenning av et nytt råvann må det gjøres analyser av råvannet og satte krav må tilfredsstilles (drikkevannsforskriften, 2001). En rekke kjemiske og biologiske parametere må måles for å få nok informasjon om kvaliteten av et mulig råvann. Det er flere parametere som er nødvendig å ta hensyn til, både av bruksmessige og helsemessige årsaker. Av parametere som ble undersøkt i dette prosjektet er blant annet turbiditet, oksygeninnhold, jern (Fe), mangan (Mn), Al, konduktivitet, pH, DOC og tungmetaller.

Etter implementeringen av EUs vanddirektiv har også kravene til drikkevannskvalitet endret seg. I 2008 utarbeidet NIVA et forslag til et nytt system for å vurdere egnethet av råvannskilder til bruk av drikkevann. Dette vil bli benyttet for Sætervatnet og Larsskogvatnet. En fremstilling av enkelte av parametere som bør undersøkes finnes i Tabell 2.3.1, med deres egnethetsgrad.

Tabell 2.3.1: Klassifisering av egnethet av overflateråvann til drikkevannsforsyning (Solheim et al., 2008)

Parameter	Benevning	Godt egnet	Egnet	Mindre egnet	Ikke egnet
pH	pH-enhet	6,5-8,5	6-6,6 / 8,5-9	5-6 / 9-10	<5 / >10
Turbiditet	FNU	<1	1-4	4-8	>8
Konduktivitet	mS/m	<50	50-200	200-300	>300
Fe	µg/l	<100	100-300	300-600	>600
Mn	µg/l	<50	50-100	100-300	>300
Al	µg/l	<50	50-200	200-400	>400

2.3.3 Anadrome vassdrag

Hitra har en rekke anadrome vassdrag. Anadrome vassdrag er elver eller bekker som renner gjennom ferskvann og ender i et utløp i havet, og som blir benyttet av anadrome fisk. Anadrome fisk lever det meste av sitt liv i saltvann, men gyter og yngler i ferskvann. Enkelte av vannforekomstene som undersøkes er av denne typen.

En rekke data ble analysert på midten av 1990-tallet for å finne sammenhenger mellom fiskestatus og vannkvalitet i ulike elver og ferskvann i Norge. Selv om det finnes ulike anadrome fiskearter, viste resultater at statusen for fisk i anadrome vassdrag var relatert til syrenøytraliserende kapasitet (ANC), pH og labil uorganisk Al (LAl) (Lien et al., 1996). Nær sammenheng mellom disse tre faktorene ble også observert. (Lien et al., 1996). Imidlertid viste et høyere innhold av Ca^{2+} og DOC å modererer de uheldige effektene av lav pH, lav ANC og høyt innhold av LAl (Lien et al., 1996). En måling av pH, LAl, DOC og Ca^{2+} , kan derfor gi informasjon om forsureningen i vassdraget. Rutiner og metoder bør følge Norsk standard, som forklart i Avsnitt 2.3.1.

Det er ikke generelt lav pH i et vassdrag som er skadelig for akvatiske organismer, men LAl. Primærkilden for Al er forvitring av berggrunn, og i sure forhold vil mer avrenning følge med. Fraksjonen mellom den partikulært- og oppløst Al-konsentrasjon vil endre seg ved lavere pH-verdier, så både LAl og organisk Al vil øke i sure miljøer (Gensemer & Playle, 1999). Den fraksjonen av Al som er biotilgjengelig og dermed toksisk for akvatiske organismer er LAl (Skjelkvåle et al., 1997). Spesielt yngel er mer utsatt. For større fisk kan Al legge seg på gjellene og skade fisken (Gensemer & Playle, 1999). Imidlertid er det også andre vannkjemiske faktorer

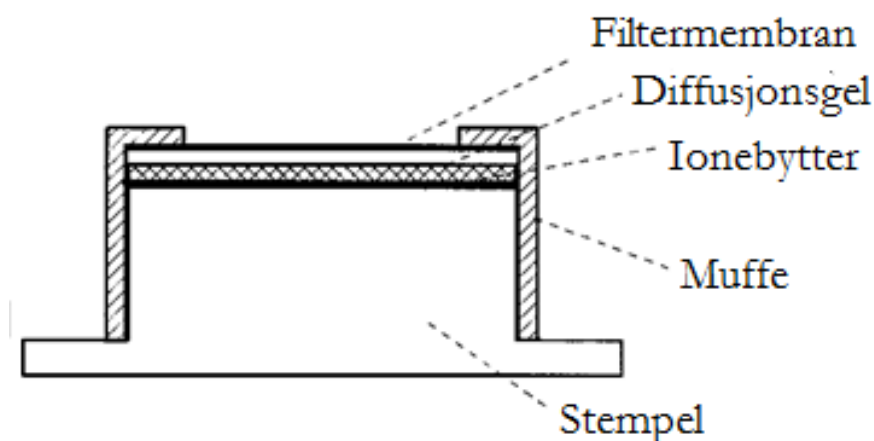
som er viktig når det kommer til vassdragenes tilstand. Også næringsstoffer og miljøgifter kan sjekkes for eventuelle påvirkninger.

2.3.4 Passive prøvetakere - Diffusjonsgradient i tynne filmer (DGT)

2.3.4.1 Prinsipper og bruksområder

Tradisjonelle, manuelle prøvetakingsmetoder går ut på å ta enkeltprøver. En passiv prøvetaker derimot vil gi et bilde over hvordan konsentrasjonene foreligger over tid. Diffusjonsgradient i tynne filmer (DGT) er en type passiv prøvetaker som kan anvendes på den aktuelle beliggenheten hvor målingene skal utføres (Zhang & Davison, 1995). DGT kan benyttes både i vann, jord og sedimenter, og kan blant annet brukes til å måle spormetaller, fosfat (P) og sulfider (S^{2-}). Den kan måle gjennomsnittskonsentrasjoner, og den biotilgjengelige fraksjoner av metaller (DGT research LTD, 2003).

DGT-prober består av flere deler (Figur 2.3.1). En ferdiglaget DGT-probe kan sees i Figur 2.3.2. Selve basen består av et plaststempel med en sirkulær overflate på 2,5 cm. Denne sirkulære overflaten blir dekt med tre lag. Det nederste laget består av en harpiksgel, som er en ionebyttergel. Her kan ulike geler med forskjellig selektivitet for substanser benyttes. For eksempel AgI-gel for å akkumulere sulfider, Fe-oksid-gel for å akkumulere P og Chelex-gel for metaller (DGT research LTD, 2003). Det midterste laget består av et polyakrylamid hydrogel diffusjonslag. Filtermembranen benyttes som ytterste lag for beskyttelse og for å hindre partikler i å feste seg til de indre lagene. En plastkappe, muffe, festes til toppen, en 2,0 cm åpning vil være der oppsamlingen skjer (DGT research LTD, 2003).



Figur 2.3.1: Utsnitt av DGT (Zhang & Davison, 1995, redigert).



Figur 2.3.2: DGT ferdigpreparert (bilde: privat)

DGT gir ikke informasjon om alle specier av metallene. Som bedre beskrevet i Avsnitt 2.6.3 kan metaller forekomme i forskjellige faser, specier. Frie metallioner, i uorganiske og organiske komplekser, kolloider og i partikulær form. Det er kun de labile specier som akkumuleres i gelen (Zhang & Davison, 1995). Dette inkluderer frie metallioner, uorganiske metallioner og labile organiske metallioner. Metaller i eller på partikler og metaller som er bundet til kolloider vil diffundere for sakte, og er ikke labile nok til å kunne måles (Sigg et al., 2006). Også metaller sterkt bundet til organiske komplekser har blitt vist å diffundere i et tregere tempo (Sigg et al., 2006). Chelex-gel vil vanligvis ha høyere preferanse for enkelte metaller, som Cu og andre tungmetaller over monovalente kationer (Bio-Rad Laboratories, 2004).

Prinsippet bak DGT baserer seg på diffusjon. Diffusjonen skjer ved massetransport over en konsentrasjonsgradient (Zhang & Davison, 1995). Det vil oppstå en diffusjonsgradient når DGT-prober blir satt ned i prøveløsningen. Labile metaller vil diffundere gjennom filtermembranen og hydrogellaget og akkumuleres på Chelex-gelen. Dette vil føre til liten konsentrasjon rett på overflaten av Chelex-gelen. Chelex-gelen er en ionebytter, og har den egenskapen at den danner sterke metallkomplekser, og raskt binder labile metallspecier (Paulson, 1986).

Transport av metallene til Chelex-gelen skjer i en bestemt fart, gjennom en kjent tykkelse på gelen, og dermed kan konsentrasjonen av løsningen beregnes fra konsentrasjonen i Chelex-gelen (Zhang & Davison, 1995).

2.3.4.2 Feilkilder

Det finnes mange fordeler med DGT sammenliknet med en manuell prøveinnsamling. De er enkle å ta i bruk og kan måle den biotilgjengelige konsentrasjonen av metaller. DGT-probene har på den andre siden også sine begrensninger. Flere parametere brukes for utregning av konsentrasjonen fra DGT-prøvene. Endrede verdier av disse kan gi et ukorrekt bilde.

pH, ionestyrke og temperatur kan påvirke hastigheten av diffusjonen. Zhang og Davison (1995) fant ut at temperaturen mellom 5 – 35 °C ikke vil endre strukturen og dimensjonen av gelen. Vannets egenskaper endres når det nærmer seg frysepunkt, og derfor vil diffusjonsegenskapene endres ved lav temperatur. Også vannforekomster med lav ionestyrke kan vise seg å gi upresise resultater (Torre et al., 2000). For pH vil de fleste metallkonsentrasjonene kunne bli målt opp til pH 11. Den nedre grensen avhenger av hvilke metaller som skal måles, men pH gir vanligvis ikke store problemer for opptak av metaller (DGT research LTD, 2003).

Tiden DGT-prøvene står i overflatevannene har også ha en betydning. Spesielt under korte prøveperioder kan kontaminering være et mulig problem for DGT-prøver. Klargjøring og lagring av DGT-prøver bør derfor foregå i rene omgivelser. Å la DGT-probene ligge for lenge under vann kan i tillegg være uheldig. Blant annet har det blitt observert dannelse av et lag, biofilm, som legger seg over filtermembranen, og hindrer opptak av metaller (Børset, 2014; Uher et al., 2012).

Etter opptaket av DGT-probene kan tungmetallene løses ut fra Chelex-gelen med en svak syre, og i etterkant benytte ICP-MS for bestemmelse av konsentrasjonen (Garmo et al., 2003; Mikkelsen, 2007). Her kan elueringen spille en rolle, altså overføringen av metaller fra Chelex-gelen til syren. Av Zhang og Davison (1995) ble det beregnet en elueringsfaktor på 0,8. Derimot kan det se ut til at elueringskoeffisienten for hvert metall er høyere med bruk av konsentrert salpetersyre (Garmo et al., 2003). Resultatene kan da vise lavere verdier enn det som finnes i virkeligheten.

2.4 Støtteparametere

Å definere vannkvalitet er en vanskelig oppgave, ettersom en rekke faktorer inngår. Hva tilsier god kjemisk tilstand eller dårlig kjemisk tilstand? Altså om vannet er av god eller dårlig kvalitet? Dette avhenger av hva vannet brukes til, eventuelt hva det ikke brukes til. Når egnetheten for ulike bruksområdene skal vurderes må det spesielt legges vekt på parametere som er viktige for denne brukerinteressen (Andersen et al., 1997). Derimot har ikke alle vannforekomster klare bruksområder hvor egnetheten for bruk kan beskrives. Likevel er det

store fordeler å kunne identifisere deres tilstand. Det kan være nyttig for å se på utviklinger av vannet og for eventuelle fremtidige påvirkninger.

Som beskrevet i Avsnitt 2.2 skal vann karakteriseres, og sorteres etter hvilke vanntyper som best beskriver vannforekomsten. Referanseforhold fra samme vanntype kan så benyttes for å karakterisere vannkjemiske parametere (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2010). Dette kan brukes til å klassifisere vannforekomsten, og gi informasjon om tilstanden.

Klassifisering av vann kan gjøres både for biologiske, fysisk-kjemiske og hydrologiske egenskaper til vann. En fullverdig vurdering av vannkvaliteten bør ta utgangspunkt i alle disse komponentene (Chapman, 1992), da alle disse vil ha en innvirkning på vannkvaliteten. I dette prosjektet vil det kun sees på enkelte fysisk-kjemiske forhold og tungmetallforurensning. Dette delkapittelet vil gjennomgå relevante fysisk-kjemiske støtteparametere som har blitt undersøkt i dette prosjektet.

2.4.1 Alkalitet og ANC

Alkalitet er den kapasiteten et vann har til å nøytralisere H^+ -ioner (Manahan, 2010). Vann med høy alkalitet er typisk for vann med høy pH og et høyt innhold av basiske ioner. Ofte finnes disse vannforekomstene i kalkrike områder, derfor er geologien her av betydning. De viktigste basiske ionene som bidrar til alkalitet er bikarbonat (HCO_3^-), karbonat (CO_3^{2-}) og hydroksylion (OH^-) (Manahan, 2010). Alkalitet kan finnes ved titrering til en bestemt pH-verdi, og angis i mmol/L eller mekv/L (Flaten, 2013).

Syrenøytraliserende kapasitet, ANC, gir et mål på hvor godt vannforekomsten kan nøytralisere syre til et bestemt nivå (Rognerud et al., 2008). ANC vil i motsetning til alkalitet være en beregning av summen av basekationer - summen av sterke syrers anioner (Rognerud et al., 2008). Resultatet vil fortelle hvor godt vannforekomsten kan motvirke forsurening, der høye resultater viser til god evne til å motvirke. I dette prosjektet vil kun alkaliteten til enkelte vannforekomster undersøkes.

2.4.2 pH

Ettersom pH påvirker mange biologiske og kjemiske variabler i vann er det en viktig parameter når det kommer til vannkvaliteten (Chapman, 1992). pH gir informasjon om innholdet av H_3O^+ -ioner, og etter Store Norske Leksikon (2013) defineres pH på følgende måte:

$$pH = -\log[H_3O^+] \quad (5)$$

For vannforekomster som ikke er forurenset blir pH kontrollert av balansen mellom CO_3^{2-} , HCO_3^- og karbondioksid (CO_2). Dette er de største bidragsyterne som avgjør pH-verdien i vann, men også andre forbindelser kan bidra, som humussyre og fulvosyre (Chapman, 1992). I Norge kan det også komme innslag av svovelsyre (H_2SO_4) fra sur nedbør. pH-verdien i vann gir informasjon som kan brukes til å karakterisere vann etter hvor surt eller alkalisk det er.

Norske overflatevann er ofte sur eller nøytrale (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). De siste årene har de den gjennomsnittlige pH-verdien i innsjøer i Norge økt, og mange vannforekomster er nå høyere enn de har vært på lenge (Garmo et al., 2014). Mye av årsaken til dette er reduserende tilførsel av sur nedbør. Ideelt sett bør pH måles *in situ*, ettersom mange faktorer kan påvirke resultatene om prøven blir stående (Standard Norge, 1987).

pH kan enkelt måles med en pH-elektrode. pH-elektroden er temperaturavhengig, men den elektroden som ble benyttet under dette prosjektet ble automatisk korrigert (multimeteret Multi 350 i, WTW). Det finnes derimot en rekke feilkilder som påvirker pH-målingene. En av disse er feil ved lav ionestyrke. Bruk av glasselektrode i lav ionestyrke har vist seg å kunne gi feil på opp til 1-2 enheter (Skoog et al., 2004). En annen kilde til feil ved å måle pH kan være feil i pH av standard bufferløsningene. Unøyaktigheter ved tillagingen av bufferen eller endringer i innhold under lagringen er typiske feil (Skoog et al., 2004).

2.4.3 Turbiditet

I vannet finnes det partikler med forskjellige størrelser. Større partikler vil sedimentere, og legge seg på bunnen av vann eller bekker. Små partikler kan bruke lang tid før de havner på bunnen, eller de kan bli i vannmassene over veldig lang tid. De små suspenderte partiklene avgjør kontrollere turbiditeten, og vil variere etter type og konsentrasjon. Det suspenderte materialet kan bestå av leire, små partikler av organisk og uorganisk materiale, silt, plankton og andre små partikler (Chapman, 1992). Turbiditeten er et mål på hvor klart vannet er.

Turbiditeten er ofte sesongavhengig der det er noen perioder med høyere partikkelinnhold enn andre. Dette kan skyldes endringer i den biologiske aktiviteten i vannforekomsten. Også i perioder der det er store snøsmeltinger kan føre med seg partikler i elver og ferskvann. Over kortere tid kan også turbiditeten endres, som etter regnbyger (Chapman, 1992; Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). Nephelometric turbidity unit (NTU) og formazine turbidity unit (FTU) er to vanlige måleenheter som kan brukes for å måle turbiditeten. Disse regnes som å være like, så 1 NTU er tilnærmet lik 1 FTU.

Turbiditetsmåleren benyttet under dette prosjektet er fra leverandør Turbiquant, merket 1100 IR. Instrumentet er godkjent fremgangsmåte etter Standard Norge (2000) for måling av turbiditet. Prinsippet baserer seg på å måle nefelometrisk spredning, fra en kilde som opererer med infrarødt (IR) lys (Sampedro & Salgueiro, 2015). En nefelometrisk bestemmelse benytter seg av å måle spredning ved en bestemt vinkel, 90°. Mange faktorer kan endre signalet. Partiklenes egenskaper og luftbobler er noen av disse (Standard Norge, 2000). Også renheten på utsiden av glasset er av betydning. Høyt partikkelinnhold kan påvirke desinfeksjonsprosesser, gi uønsket farge og påvirke ledningsnett (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a).

2.4.4 Konduktivitet

Konduktivitet (også kalt elektrisk ledningsevne) er et mål på hvor mye elektrisk strøm vannet kan lede (Chapman, 1992). Resultatene fra en konduktivitetsmåling gir et innblikk i konsentrasjonen av ioner, både kationer og anioner, som finnes i vannet. Vann med høy konsentrasjon av ioner vil gi høy konduktivitet. Eksempler på dette er hardt vann (Avsnitt 2.6.2). Høy konduktivitet kan også skyldes påvirkning av sjøsalter. Resultatene sier derimot ikke noe om hvilke ioner som måles. Vann med liten ionestyrke karakteriseres ofte som «tynt vann», og har ofte liten motstandskraft mot forsurening (Rognerud et al., 2008).

Om det viser seg å være høyt innhold av salter bør det finnes ut hvilke stoffer dette kan være, ettersom betydningen dette kan gi avhenger av type stoffer (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). Høye målinger av konduktivitet kan gi bruksmessige problemer, som ved hardt vann. I Norge er mange vannforekomster saltfattige, med lav konduktivitet, noe som kan føre til korrosjon av ledningsnett (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). Konduktivitet måles i Simens pr. lengdeenhet, der ofte mS/m benyttes.

2.4.5 Oksygenmetning

Analyser av oksygenmetningen vil gi et inntrykk av hvor mye oppløst oksygen (O₂) det er i vannforekomsten. Atmosfæren er den største kilden til oksygenet, men også fotosyntesen bidrar (Manahan, 2010). Oksygenmetning er en viktig parameter ettersom den påvirker organismenes liv i vannforekomsten. For høye eller for lave konsentrasjoner kan skade organismer i vannmiljøet (Kremker, 2013). Betegnelsen for oksygenmetningen er O₂, og kan måles i prosent (%) eller mg O₂/l. Metningen av O₂ vil være avhengig av hvilken type vannforekomst som undersøkes, og vil variere med temperatur, salinitet, turbulens, fotosyntese og atmosfærisk trykk (Chapman, 1992).

Oksygenmetningen i vannforekomster er hele tiden i endring. Store endringer kan skje i løpet av kun et døgn, noe som skyldes blant annet respirasjon og fotosyntese, men også sesongavhengig endringer er viktige (Kremker, 2013). Dette er mye på grunn av at O₂-metningen minker med økende temperaturen i vann. Under dette prosjektet ble det benyttet en amperometrisk sensor for å måle oksygenmetningen. Metoden har derimot noen feilkilder. Luftbobler, kontakt med hydrogensulfid (H₂S), strømming i vannet, feil i kalibrering og drift er noen av disse (Rounds et al., 2013).

2.4.6 Reduksjon og oksidasjons potensiale

For kjemiske reaksjoner der elektroner (e⁻) blir overført fra ett ion til et annet, en oksidasjon-reduksjon(redoks)-reaksjon, vil oksidasjonspotensialet for vannløsningen kalles E_H (Fetter, 2001). Oksidasjonspotensialet av en reaksjon er gitt ved Nernst likning. E_H gir informasjon om elektronene i løsningen i volt, men det er også mulig å uttrykke redoksnivået ved å bruke elektronaktivitet, pE (Fetter, 2001). Ved temperatur 25 °C er:

$$E_H (mV) = 59,2pE \quad (6)$$

Vannløsninger inneholder ikke frie elektroner, men det er mulig å definere det relative elektronaktiviteten (Stumm & Morgan, 1996). pE viser den hypotetiske elektronaktiviteten. Høy pE indikerer en løsning med høy tendens til oksidasjon, en løsning med lave pE-verdier representerer derimot et reduserende miljø. Høy E_H/pE er et direkte resultat av høy oksygenmetning. Stabiliteten til mineraler kan bestemmes om både pH og pE /E_H er kjent, og det kan gi informasjon om specieringer i vann.

Et enkelt redoksmåleinstrument kan brukes for målinger. Redokspar som ikke er i likevekt, og vanskeligheter i å vite hvilke av disse som måles av elektroden er noen av interferensene (Nordstrom & Wilde, 2005). Enkle målinger kan ikke representere hele vann, da redokskonsentrasjonene kan være varierende. Forstyrrelse av elektroden av andre materialer er også en kilde til feil (Nordstrom & Wilde, 2005)

2.5 Naturlig organisk materiale (NOM) og SUVA₂₅₄

Ferskvann, elver og vassdrag inneholder naturlig organisk materiale (NOM). Organisk materiale i vann stammer fra nedbrytning av dyr og planter og deres nedbrytningsprodukter (Kördel et al., 1997). Det organiske materialet kan stamme fra både kilder i vannforekomsten eller kilder utenfor vannforekomsten. Konsentrasjonen vil avhenge av hvor mye som blir tilført, og hvor mye som brytes ned eller som havner på bunnen av vannet. I mange tilfeller brukes

totalt organisk karbon (TOC) for å måle det totale organiske materiale i et akvatisk system (Leenheer & Croue, 2003).

Organiske stoffer i vann kan deles i tre: partikulært organisk karbon (POC), oppløst organisk karbon (DOC) og kolloidalt organisk karbon (COC). Alle er fraksjoner av TOC. En metode for å måle DOC og POC på er ved å operasjonelt separere partikulære og oppløste komponenter, noe som kan gjøres ved å filtrere vannet med et 0,45 µm filter (Aiken et al., 1985; Leenheer & Croue, 2003). Også andre forslag til filterstørrelser har blitt foreslått i litteraturen, som 0,5 µm og 0,7 µm (Chapman, 1992; Kördel et al., 1997). I en slik filtrering antas det at det meste av DOC er mindre enn porestørrelsen på filteret, og vil gå gjennom. Derimot kan også COC passere filteret, og det vil dermed være vanskelig å skille DOC og COC.

Humusstoffer (HS) er en betydelig del av DOC, og kan bestå av 60-70 % av den oppløste konsentrasjonen av karbon (Tipping et al., 2002). HS er en kategori av naturlige biogene organiske substanser som er karakterisert som svart eller gul i farge, og med høy molekylær vekt (Aiken et al., 1985). Det er vanlig å dele HS i tre forskjellige fraksjoner: humin, humussyre og fulvosyre. Disse er operasjonelt definert etter løselighet (Manahan, 2010). Fulvosyre og humussyre er begge organiske syrer, der fulvosyre inneholder flere –COOH og –OH grupper enn humussyre (Stumm & Morgan, 1996). Innsjøer med pH under 6, og som ikke er vurdert som forurensede innsjøer, kan være påvirket av humussyre og fulvosyre, eller tynn vannkvalitet (Rognerud et al., 2008).

HS finnes som ulike karbonskjell, med høy aromatisk karakter og med forskjellige funksjonelle grupper (Manahan, 2010). Strukturen til humusstoffene er påvirket av hvilke biologiske komponenter de er fra. En viktig egenskap av HS er dens egenskap til å danne komplekser med polyvalente kationer, som metallioner (Aiken et al., 1985; Manahan, 2010). Årsaken er de forskjellige funksjonelle gruppene HS inneholder, spesielt grupper med oksygeninnhold. Flere faktorer påvirker hvor mye av metallionene som er i kompleks med HS. Dette er blant annet pH, ionestyrke og hvilke funksjonelle grupper som er vanlige (Aiken et al., 1985). Kompleksing med metallioner er viktig på to ulike måter: (1) det kan minske toksisiteten av enkelte metaller og (2) det kan øke tilgjengeligheten av enkelte metaller (Aiken et al., 1985).

Enkelte metaller har høyere affinitet til organisk materiale enn andre. Det har blitt gjort flere studier på dette. Aiken et al. (1985) beskriver generelt at H, Al, Fe og Cu har høyere stabilitetskonstanter med humussyre enn Ni, Cr, Zn og Mn. Ca, Mg og Cd. Det er likevel ikke alltid enkelt å undersøke affiniteten av ulike metaller på humus, da studier indikerer at metaller

ikke nødvendigvis konkurrere om de samme setene (Cao et al., 1995). I tillegg er ofte bindingen avhengig av pH og hvor mange seter som er tilgjengelige. Dette kan føre til økt opptak i organismer av kationer med lavere affinitet for organisk materiale.

Det organiske materialet kan gi smak, farge og lukt, og bør derfor overvåkes i råvannskilder. Deler av DOC kan være av aromatisk karakter, noe som kan ha flere praktiske betydninger. På grunn av aromatenes spesielle egenskaper i vann, er de mer reaktive med for eksempel desinfeksjonsmiddelet klor. Et høyt aromatisk nivå i råvann kan gi skadelige kloreringsbiprodukter (Aiken et al., 1985; Weishaar et al., 2003). Det er flere analytiske metoder som kan benyttes for å få informasjon om aromatnivået. Det har vist seg å være god korrelasjon mellom utregnet $SUVA_{254}$ og aromatnivået. Spesifikk ultrafiolett absorbans (SUVA) er definert som ultrafiolett-absorbans (UVA) av en vannprøve delt på DOC (Leenheer & Croue, 2003; Weishaar et al., 2003). Ofte blir den spesifikke bølgelengden (λ) satt til 254,00 nm (UVA_{254}), ettersom denne bølgelengden kan gi informasjon om det aromatiske innholdet av NOM. $SUVA_{254}$ blir dermed:

$$SUVA_{254} = \frac{UV_{254}}{DOC} * 100 \quad (7)$$

SUVA-verdien er multiplisert med 100 for å oppgi aromatisk karakter per liter (L $mg^{-1}m^{-1}$). Et høyt $SUVA_{254}$ -nivå tyder på organisk materiale med høy aromatisk karakter. Et lavt innhold indikerer lite aromatisk materiale. Analysemetoden har derimot flere faktorer som kan interferere. Et problem med UVA_{254} er andre komponenter som absorberes ved samme bølgelengde. Dette kan være for eksempel NO_3^- eller Br^- . Her kan filterstørrelsen spille en viktig rolle for mengden av partikler i prøven, siden 0,45 μm filter som ofte benyttes til prøvetaking i vann ikke kan fjerne alle kolloidale partikler (Chow et al., 2008). Også forskjell i pH kan gi ulike resultater (Weishaar et al., 2003).

2.6 Metaller

Metaller utgjør de fleste grunnstoffene i det periodiske systemet. Innhold av metaller har stor påvirkning på vannkvaliteten og planter, organismer som lever der eller mennesker som benytter seg av vannet. Virkningen vil i stor grad være avhengig av den kjemiske formen og biotilgjengeligheten av metallet. Noen metaller er essensielle for funksjonen til planter og organismer i det akvatiske miljøet. I høyere konsentrasjoner kan de derimot være giftige. Andre metaller derimot er helt uønsket, selv i lave konsentrasjoner (Manahan, 2010).

2.6.1 Kilder til metaller i vann

Resultater fra nasjonale innsjøundersøkelser gjort i Norge av Rognerud et al. (2008) viser at det finnes flere faktorer som kontrollerer metaller i norske overflatevann. Av naturlige tilførsler blir metallkonsentrasjonene bestemt primært av geologien. Berggrunnen bidrar med mineraler ettersom steiner over tid vil forvitte. Hvilke metaller og konsentrasjonen av disse er avhengig av hvilken berggrunn vannet er i kontakt med (Manahan, 2010). Enkelte metaller vil naturlig, på grunn av deres forekomst, opptre oftere enn andre.

Av atmosfærisk tilførsel, kan det både forekomme naturlig eller antropogen tilførsel. Metaller kan bli transportert via atmosfæren fra luftforurensning fra både Europa og Norge (langtransporterte forurensninger) (Rognerud et al., 2008). Naturlig kan også marine salter bidra. Skogbranner eller vulkanutbrudd kan og bidra med spormetaller (Stumm & Morgan, 1996).

Vannets kjemi spiller en rolle for metallkonsentrasjoner, da metaller i enkelte vannforekomster enklere kan avsettes på bunnen enn andre steder (Stumm & Morgan, 1996). Om et nedbørsfelt er utsatt for sur nedbør kan dette bidra med å utvaske metaller i berggrunn, løsmasser og jord (Rognerud et al., 2008). I tillegg kan vannforekomster med nedbørsfelt i myrområder ha reduserende forhold (lavt redokspotensiale), noe som virker inn på løseligheten av metallene. Oppholdstid i nedbørsfelt spiller også en rolle, samt hva som befinner seg i nedbørsfeltet. Punktkilder eller diffuse avrenninger kan bli ført med vannmasser ut i vannforekomstene.

2.6.2 Vannets hardhet

Vannforekomster kan karakteriseres etter hardheten av vannet. Hardt vann skyldes et høyt innhold av salter, spesielt Ca^{2+} sammen med Mg^{2+} . Andre kationer som kan også være med å bidra til hardheten av vannet, som Fe og Mn, om disse er betydelige (Gray, 1994; Manahan, 2010). Hardt vann kan indikeres ved liten eller ingen skumdannelse ved bruk av såpe. En metode for å bestemme hardheten til vann er å detektere de kationene som gjør vannet hardt. Her kan ICP-MS-analyse benyttes. For å finne hardheten kan de signifikante konsentrasjonene summeres og deretter klassifiseres.

Hardheten vil ofte være en refleksjon av geologien i nærheten av vannforekomsten. Det er typisk kalkstein i kontakt med vann som kan føre til hardt og alkalisk vann. Bløtt vann er gjerne omgitt av berggrunn som forvitrer langsomt, for eksempel granitt (Gray, 1994). Ettersom det er geologien som ofte avgjør hardheten av vannet kan det finnes forskjell på vannprøver tatt ved bunnen av vannforekomsten eller på toppen.

I Norge er hardt vann relativt sjeldent, men det forekommer enkelte steder, spesielt nord i landet (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). Drikkevannsforskriften har ingen maksimumsgrenser for hardhet for vann, da det ikke skaper helserelaterede problemer (drikkevannsforskriften, 2001). Tvert imot ser hardt vann ut til å ha flere helsefremkallende egenskaper, som færre tilfeller av hjerte- og karsykdommer (Gray, 1994; Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). Hardt vann kan derimot gi bruksmessige problemer og smaksproblemer. Bløtt vann kan være korrosivt, altså tærende på rør og armatur (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a).

Selv om det altså ikke finnes noen maksimumsgrense for total hardhet for vann i Norge, finnes grenseverdier for å karakterisere hvilken tilstand vannet er i. Dette er til nytte både for forbruker og de som drifter eventuelle drikkevannsforsyninger. I Norge benyttes ofte måleenheten tyske hardhetsgrader, °dH, eller mg/L Ca (her er Mg og Ca inkludert), og 5 klasser benyttes for å beskrive innholdet (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c). Denne kan sees i Tabell 2.6.1. Den tyske hardhetsgraden (°dH) beregnes ved Ligning 8:

$$^{\circ}dH = \frac{Ca \frac{mg}{l}}{7,14} \quad (8)$$

Tabell 2.6.1: Sammenheng mellom hardhetsklasser, innhold av Ca og tyske hardhetsgrader (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a)

Hardhetsklasse	Milligram Ca per liter mg Ca/l	Tyske hardhetsgrader °dH
Meget bløtt vann	0-15	0-2,1
Bløtt vann	15-35	2,1-4,9
Middels hardt vann	35-70	4,9-9,8
Hardt vann	70-150	9,8-21
Meget hardt vann	>150	>21

2.6.3 Speciering av metaller i vann

Når det blir utført en elementanalyse av vann er det ikke alltid kun det totale innholdet av metallet som er av nyttig informasjon (Florence, 1982; Mikkelsen & Schroder, 2007). Et metall kan opptre i forskjellige kjemiske faser, specier, som sammen utgjør den totale konsentrasjonen. Kjemisk speciering kan ifølge International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) defineres som fordelingen av et grunnstoff blant definerte kjemiske specier (Templeton et al., 2000).

Kunnskap om speciering er av betydning ettersom fordelingen av de kjemiske fasene påvirker toksisiteten, stabiliteten og mobiliteten av metallene (Allen, 1993; Stumm & Morgan, 1996; Templeton et al., 2000). Enkelte grunnstoff kan eksistere i en fase som har liten eller ingen påvirkning på levende organismer, mens en annen fase kan utgjøre en større helserisiko. En måte å få et innblikk i denne specieringen er å ta i bruk filterer under prøvetakingen. Figur 2.6.1 viser en enkel fremstilling av ulike metallspecier.

Fritt metall-ion	Uorganiske kompleks	Organiske kompleks	Kolloider Store polymer	Overflate-bundet	Fast fase Gitter
Cu-aq^{2+}	CuCO_3 CuOH^+ $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2$ $\text{Cu}(\text{OH})_2$	<p>Fulvate</p>	Organisk Uorganisk	Fe-OCu 	CuO $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$ Fast løsnig

Ekte løsnig	
Oppløst	Partikulært
Membran filtrering	

Figur 2.6.1: Ulike faser metaller kan forekomme som i vann (Stumm & Morgan, 1996, oversatt)

Generelt sett forekommer metaller i oppløst eller partikulær fase, og en kolloidal fase. Den operasjonelle definisjonen på den oppløste fraksjonen av metaller i vann er filtratet, altså den mengden som har passert gjennom et $0,45 \mu\text{m}$ filter (Hedberg et al., 2011). Derimot kan en stor variasjon av filter og metoder brukes, så den «oppløste» spormetall-konsentrasjonen kan variere (Horowitz et al., 1992). Den oppløste fasen inkluderer både uorganiske og organiske komplekser og frie metallioner (Figur 2.6.1). Frie metallioner vil i virkeligheten si hydrerte metallioner $\text{M}(\text{H}_2\text{O})_x^{n+}$ (Manahan, 2010). Kolloider har også vist seg å kunne trenge gjennom filter, og dermed også kunne utgjøre en del av den oppløste fasen (Florence, 1982; Stumm & Morgan, 1996). Klassifiseringen av konsentrasjoner av metaller vil være nok med filtrerte vannprøver, altså den oppløste fase av vannprøven (vannforskriften, 2006).

Kolloider finnes i store konsentrasjoner i vann. De er vanligvis definert etter størrelsen, der en siden er mellom 1 nm og $1 \mu\text{m}$ (Stumm & Morgan, 1996). Ulike kolloidtyper finnes, men de deles ofte inn i to deler: uorganiske (eks. leire, silikater) og organiske (eks. humussyre,

fulvosyre). Det er bred aksept for at kolloider spiller en viktig rolle i transport av spormetaller i vann (Lyvén et al., 2003).

Metaller i oppløst fase er mer reaktive overfor planter og dyr enn de som er partikulære (Allen, 1993; Stumm & Morgan, 1996). Den oppløste fasen er derimot en operativ definisjon, og vil har ulike egenskaper. Kun en del av den oppløste fasen er mer labil og biotilgjengelig for det akvatiske liv. Undersøkelser av ulike specier kan derfor gi kunnskap om hvor mye som er tilgjengelig for organismens stoffskifteprosess, altså biotilgjengeligheten av stoffet (Mikkelsen, 2007). Det er spesielt noen parametere som har stor innflytelse på biotilgjengeligheten av metaller i vannforekomster; hardheten av vann, pH, alkalitet, temperatur, redokspotensialet, konsentrasjon av andre ioner og organisk karbon innhold (Caussy et al., 2003). Dette blir diskutert i Avsnitt 2.6.5.

Metallioner vil også kunne bindes til partikler, i en partikulær fase. Metaller i den partikulære fasen kan være en del av et mineralgitter, en komponent på akvatisk biota eller festet på partikkeloverflate eller. Disse er generelt sett mindre biotilgjengelige enn i oppløst fase. Derimot kan det knyttes fare til akkumulering i organismer (International Network for Acid Prevention, 2002).

Overflaten mellom vann og fast stoff er avgjørende når det kommer til fordelingen av metaller i vann, altså specieringen. Selv om det finnes ulike partikler i vann, som mineraler, humus, leire og makromolekyler, har de alle overflater som inneholder funksjonelle grupper (Stumm & Morgan, 1996). Partiklene og deres funksjonelle grupper er av betydning for interaksjon mellom partikler og metallioner, ettersom metallionene kan danne komplekser med partiklene ved å reagere med de funksjonelle gruppene.

Specieringen er som beskrevet av stor betydning for resultatene. Selv om det i dag kan benyttes flere metoder for specieringsanalyse, både kjemiske og fysiske metoder, er det knyttet betydelige utfordringer til disse metodene. Benyttelse av filter for en enkel specieringsstudie av metaller i oppløst fase kan gi flere feilkilder i form av kolloider. Andre kilder til feil kan skyldes variasjon i størrelsen av partikler, dermed er det vanskelig å skille alle partikler fra den oppløste fasen (Stumm & Morgan, 1996). Motsatt kan også mindre partikler blir hindret i å trenge gjennom filteret (Templeton et al., 2000). Kontaminering fra utstyr brukt under filtreringen kan i tillegg skape unøyaktigheter. I tillegg kan enkelte specier forekommer i små konsentrasjoner, ofte i nærheten av deteksjonsgrensene, noe som gjør speciene vanskelig å detektere (Florence, 1982; Mikkelsen & Schroder, 2007).

2.6.4 Metaller som forurensning

For å kunne klassifisere tungmetallinnholdet i vannforekomster vil SFT-veileder 97:04 (Andersen et al., 1997) bli benyttet under dette prosjekt. I veilederen er det lagt vekt på tungmetallene Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni og Zn. Veilederen inneholder klassifiseringssystemer som skal være et objektivt verktøy for å kunne vurdere miljøtilstanden i vannforekomster. Tilstandsklassene vises i Tabell 2.6.2

Tabell 2.6.2: Tilstandsklasser for enkelte tungmetaller i vann (Andersen et al., 1997).

Parametere	Tilstandsklasser				
	I «Ubetydelig forurenset»	II «Moderat forurenset»	III «Markert forurenset»	IV «Sterkt forurenset»	V «Meget sterkt forurenset»
Kobber, µg Cu/l	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
Sink, µg Zn/l	<5	5-20	20-50	50-100	>100
Kadmium, µg Cd/l	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,4	>0,4
Pb, µg Pb/l	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
Nikkel, µg Ni/l	<0,5	0,5-2,5	2,5-5	5-10	>10
Krom, µg Cr/l	<0,2	0,2-2,5	2,5-10	10-50	>50
Kvikksølv, µg Hg/l	<0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,02	>0,02

Det finnes også andre veiledere for klassifisering av tungmetaller i vannforekomster. I 2007 kom det en revidert klassifisering av metaller av Bakke et al. (2007). vannforskriften (2006) har også miljøkvalitetsstandarder som er satt for de prioriterte tungmetallene Cd, Hg, Pb og Ni. Nye direktiv har i løpet av de siste årene blitt vedtatt, og i 2014 ble nye miljøkvalitetsstandarder og klassegrenser satt i Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder (Arp et al., 2014).

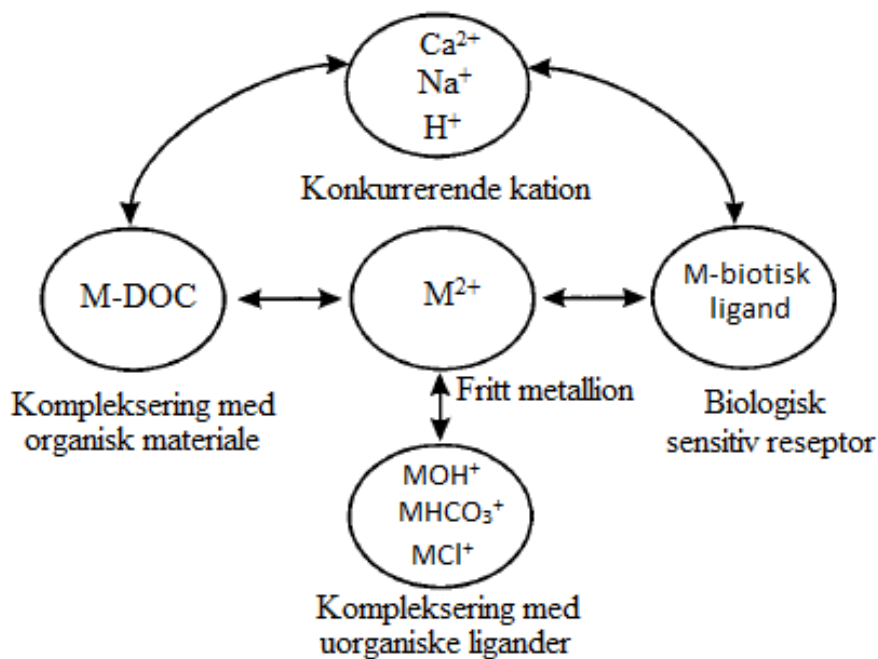
2.6.5 Biotilgjengelighet

Som beskrevet i Avsnitt 2.6.3 er metaller i oppløst fase, og spesielt labile metaller mer biotilgjengelige for akvatiske organismer enn metaller i partikulær fase. Selv om det besittes data om konsentrasjoner av oppløste metallioner, gir ikke dette nødvendigvis informasjon om hvor stor skade disse konsentrasjonene kan ha på levende organismer. Den oppløste fasen av

metallioner som faktisk reagerer med biologisk sensitive reseptorer (biotisk ligand) er en av de faktorene som er av giftig (toksisk) effekt for organismer.

Det er viktig å kunne forutsi hvordan metaller reagerer med hverandre (Avsnitt 2.6.6) og i det miljøet de er i. Generelt er de parameterne som påvirker biotilgjengeligheten mest i vannforekomster er pH, hardheten i vannet, DOC, alkalitet og partikulært stoff (Caussy et al., 2003; Di Toro et al., 2001). Giftigheten av tungmetaller øker med mindre hardt vann, altså toksisiteten av tungmetaller er mye høyere i bløtt (Lloyd, 1987). Dette kan blant annet forklares med dannelse av komplekser mellom tungmetaller og CO_3^{2-} . I tillegg kan ulike ioner konkurrere med metallionene om å feste seg på gjeller hos fisk, som er sensitive reseptorer (Voie & Mariussen, 2010).

Måling av biotilgjengeligheten av et metall i vann kan være utfordrende. Den passive prøvetakeren DGT, vil kunne gi informasjon om biotilgjengeligheten av et metall, da det er kun labile metaller som kan diffundere i raskt nok tempo (Avsnitt 2.3.4). En annen måte å undersøke biotilgjengeligheten på er ved å bruke biotiske ligandmodellen (BLM). Modellen baserer seg på teorier om at toksisiteten ikke kun er relatert til den totale frie konsentrasjonen av metaller, men både metall-ligand kompleksring og metall-interaksjoner med konkurrerende kationer på en biologisk sensitiv reseptor (biotisk ligand) på akvatiske organismer (Di Toro et al., 2001). Ofte er det gjeller på fisk som blir beskrevet som den biologiske sensitive reseptoren (biotisk ligand), men prinsippene kan også benyttes på andre organismer i vann (Di Toro et al., 2001). Figur 2.6.2 viser en skjematisk fremstilling av BLM og hvordan ulike elementer kan påvirke hverandre.



Figur 2.6.2: Skjematisk fremstilling av BLM (Di Toro et al., 2001, oversatt)

2.6.6 Cocktail-effekten

Å undersøke på tungmetaller hver for seg, som i SFT-veileder 97:04, kan gi informasjon om hvor forurenset en vannforekomst er av det aktuelle tungmetallet. Imidlertid vil mange tungmetaller og andre miljøgifter opptre samtidig i vann. Enkelte tungmetaller kan virke annerledes hver for seg enn når de befinner seg sammen i vann, selv om konsentrasjonene av hvert metall er under grensen for effekt. Enkelte ganger kan virkningen av tungmetaller være høyere enn hva de ville hatt hver for seg (synergisk), andre ganger kan den bli svekket (antagonisme) (Rosten et al., 2004). En additiv effekt betegnes ved at effekten av tungmetallene er lik summen av de enkelte stoffene. For eksempel kan avrenning fra skytebaner av Pb, Cu, Zn og Sb ha additiv og eventuell synergisk avrenning som kan være av bekymring (Voie & Mariussen, 2010).

Metaller i blanding selv med konsentrasjoner under grensen for effekt kan gi skader på det akvatiske livet (Lloyd, 1987). Å undersøke blandinger av tungmetaller og kjemisk-fysiske parametere gir et mer virkelighetsnært bilde enn kun å undersøke tungmetaller hver for seg.

2.7 Instrumenter

Under utførelser av analytiske metoder ønskes det resultater som gir et bilde så likt blide av de originale verdiene som mulig, selv disse verdiene allerede kan være påvirket av tidligere arbeid (Avsnitt 2.3). For å oppfylle disse målene bør instrumentene være både nøyaktige og presise. Nøyaktigheten er overensstemmelsen med de virkelige verdiene, men ofte kan disse verdiene

være ukjente. Presisjonen er et mål på spredningen på resultatene. Det er fordelaktig med liten spredning i resultatene, samt lave kostnader for analysemetodene og overkommelig arbeidsmengde. Dette avsnittet vil gi en presentasjon av de instrumentene som er relevante for dette prosjektet.

2.7.1 Induktiv koplet plasma – massespektrometri (ICP-MS)

Massespektrometri (MS) er en kjemisk analysemetode som kan benyttes for å detektere en rekke stoffer. Prinsippet bak analysen går ut på å ionisere prøven, og deretter å separere ionene etter masse-til-ladningsforholdet (m/z), ved hjelp av en masseanalysator (Skoog et al., 2004). Massespektrometre består av følgende hovedkomponenter: et prøveinnføringssystem, ionekilde, masseanalysator og en detektor (Store Norske Leksikon, 2009). Komponentene som brukes kan variere stort, med en rekke ulike utstyrsdeler og utforminger. I dette avsnittet vil prinsippene bak induktiv koplet plasma massespektrometri (ICP-MS), som er en type massespektrometer, bli beskrevet, samt presentere enkelte av instrumentets feilkilder. Til slutt i delkapittelet vil instrumentet som ble benyttet under dette prosjektet, en Finnigan ELEMENT 2 fra Thermo Electron Corporation, bli sett nærmere på.

Siden tidlig 1980-tallet har ICP-MS vært en av flere analysemetoder som har vært tilgjengelig på markedet. Her kombineres et høytemperaturs plasma (ICP) med et massespektrometer (Mikkelsen, u.å.). Instrumentet er spesielt egnet til å detektere kationer, som for eksempel spormetaller, og er sensitiv for lave konsentrasjoner. Deteksjonsgrensen er ulik for forskjellige elementer, men for de fleste er det en deteksjonsgrense på under part-per-billion (ppb) nivå (Skoog et al., 2004). Også negativt ladde ioner blir dannet under analysen, men disse er ikke like enkle å detektere (Thomas, 2001). ICP-MS kan også analysere isotopforhold. Prinsippet bak ICP-MS er å bruke et plasma med høy temperatur for å danne ioner. Disse ionene kan deretter separeres etter m/z og måles.

De første stegene i prosessen finner sted i prøveinnføringssystemet, der prøven blir introdusert inn i massespektrometeret. Dette kan skje via flere metoder: via gass, væske eller fast stoff. Selv om en gass-introduksjon blir regnet som den enkleste metoden, er introduksjon med en væske den mest brukte (Montaser, 1998). Løsning blir pumpet inn i maskinen, inn til en neubilizer. Formålet i neubilizeren er å gjøre om prøven til små dråper, aerosoler (Thomas, 2001). Neubilizeren danner derimot dråper med forskjellige størrelser, og for at aerosolene skal videre kunne atomiseres og ioniseres må de være mindre enn $10\mu\text{m}$ i diameter (Montaser,

1998). Aerosolene går derfor gjennom et spraykammer, der kun de minste dråpene slipper gjennom.

I det neste steget blir de minste aerosolene ført videre til et plasma. Ofte blir argon (Ar) atomer, ioner og elektroner benyttet. For å danne et Ar-plasma må en svært høy temperatur på 10 000 °K oppnås (Skoog et al., 2004). Dette Ar-plasmaet omgjør aerosolene til atomer og deretter ioner. Ionene føres så videre til et massespektrometer, som har som oppgave å skille ionene. Dette gjøres ved å bruke m/z-forholdet. NTNUs ICP-MS instrument anvender et elektrostatiske kvadrupol-massefilter, som er et elektrostatiske filter bestående av 4 stenger (Mikkelsen, u.å.). Filteret lar kun bestemte ioner passere en spalte til detektoren over en bestemt tid, og kan sveipe over et ønsket m/z-område for å få med de aktuelle ionene (Skoog et al., 2004; Store Norske Leksikon, 2009).

For å gjøre om ionene til målbare signaler treffer ionene en overflate som genererer et visst antall elektroner. Disse elektronene treffer detektoren, og vil kunne gi et signal som kan gi konsentrasjonen av ionene.

Selv om ICP-MS med bruk av kvadrupel-filter er et analyseverktøy som ofte blir brukt på grunn av høy stabilitet og lite bakgrunnsstøy, er det flere faktorer som kan begrenser nøyaktigheten og presisjonen til instrumentet. Hver del av reisen, fra prepareringen av prøven og helt til deteksjonen, kan gi problemer, noen større enn andre.

Interferenser for ICP-MS kan deles inn i spektrale interferenser og matriseeffekter (Skoog et al., 2004). ICP-MS instrumenter kan ha problemer med å skille ioner eller molekyler som har en liten forskjell i m/z verdi. Dette er en type spektral interferens. Ione-overlapp (isobariske) interferenser skjer når ioner har samme m/z forhold som andre isotoper. Også molekyler fra for eksempel vann, argon og luft kan ha samme spektral-overlapp som enkelte ioner, og vil kunne interferere og gi høyere resultater (May & Wiedmeyer, 1998; Montaser, 1998). Dette fenomenet kalles polyatomiske interferenser, og kan være vanskelig å rette opp for.

For ICP-MS instrumentet er det knyttet en rekke problemer til matriseeffekter. Spesielt kan det være om analytten inneholder høye konsentrasjoner av enkelte elementer. Dette kan føre til reduksjon i analyttsignalet, på grunn av oppsamling av stoffer som kan dekke til åpninger mot detektoren (Skoog et al., 2004). Dette kan løses med å fortynne prøver, men fortynning av prøver kan også gi problemer.

Driftsproblemer og det lineære dynamiske område er også to faktorer som kan forårsake feil i målingene. Driftsproblemer kan oppstå når et instruments respons endrer seg over tid (Cheatham et al., 1993). Maskinen må kalibreres med jevne mellomrom for å unngå disse problemene. Det kan være problemer med det lineære dynamiske området om responsen av instrumentet ikke er lineært med den analytiske konsentrasjonen (Cheatham et al., 1993). En annen ulempe er ICP-MS er tilførselen av organiske løsemidler som kan gi tilstoppinger i systemet (Skoog et al., 2004).

Finnigan ELEMENT 2, instrumentet som ble benyttet under dette prosjektet, er et høyoppløselig induktivt koplet plasma massespektrometer (HR-ISP-MS) (European Virtual Institute for Speciation Analysis, u.å.). Dette betyr at det brukes både en elektrostatisk sektor (kvadrupel) og en magnetisk sektor for å separere ionene. Fordelen med HR-ICP-MS er dens evne til å redusere eller eliminere store deler av spektral-overlapp interferensen, både polyatomisk og isobarisk (Skoog et al., 2004). Introduksjonen av prøven til instrumentet er viktig. Finnigan ELEMENT 2 benytter et system som heter PrepFAST, der blant annet prøvene fortynnes automatisk (Elemental Scientific, u.å.).

2.7.2 UV/VIS-spektrometer

UV/VIS-spektroskopi er en analysemetode som baserer seg på absorpsjon av visuell elektromagnetisk stråling og ultrafiolett stråling. Ultrafiolett (UV) lys med den spesifikke bølgelengden 254 nm (UVA_{254}) vil kunne bli absorbert av de forbindelser som har aromatisk karakter i vann. Det er derfor ofte en sterk korrelasjon mellom UVA_{254} og prosent av aromatinhold (Weishaar et al., 2003).

UV-VIS spektrometeret som ble benyttet under dette prosjektet var UV mini-1240, Shimadzu. Elektromagnetisk stråling fra en lyskilde går gjennom en kyvette, og ved hjelp av Beer-Lamberts lov kan aromatkonsentrasjonen bestemmes. Potensielle interferenser kan være partikler og uorganiske specier som absorberer samme bølgelengde (Weishaar et al., 2003). Vedlikehold av instrumentet kan også føre til feil. Resultatene fra UVA_{254} og DOC (Avsnitt 2.7.3) kan benyttes til å beregne $SUVA_{254}$.

2.7.3 TOC-analysator

For vannprøver kan både TOC eller DOC måles. I dette prosjektet ble det kun tatt filtrerte prøver for å undersøke karbon-nivået, som tilsvarer DOC (Avsnitt 2.5). DOC-nivået i en prøve vil kunne si noe om innholdet av TOC i vannprøven. Prøver som analyseres for karbonnivået bør

lagres i mørket, der temperaturen holder seg ved ca 3–4 °C. Om prøvene blir stående over en lengre periode bør de tilsettes syre (Chapman, 1992).

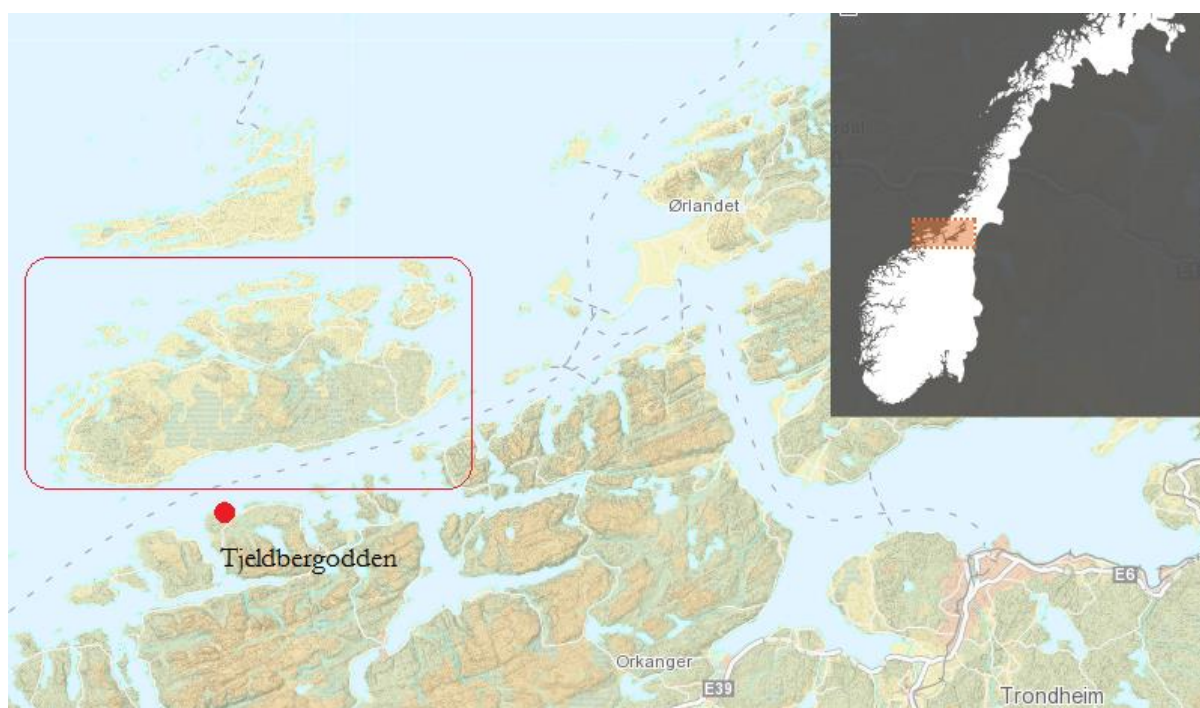
I dette prosjektet ble en Toc Torch fra leverandør Teledyne Tekmar benyttet for å måle DOC. Det finnes både organisk og uorganisk karbon i vann. Den uorganiske karbondelen kan bestå av blant annet CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} og karbonmineraler. Analysemetoden kan derimot separere disse, ved først å fjerne det uorganiske karbonet, for så å analysere det organiske karbonet (Teledyne Tekmar, u.å.). Det blir så brukt høy temperatur forbrenning for å oksidere det organiske materialet til CO_2 . Utgående signalet er proporsjonalt med CO_2 -konsentrasjonen (Teledyne Tekmar, u.å.). Instrumentet inneholder en karusell og blandingsbrett.

3 Prøvetakingspunkter

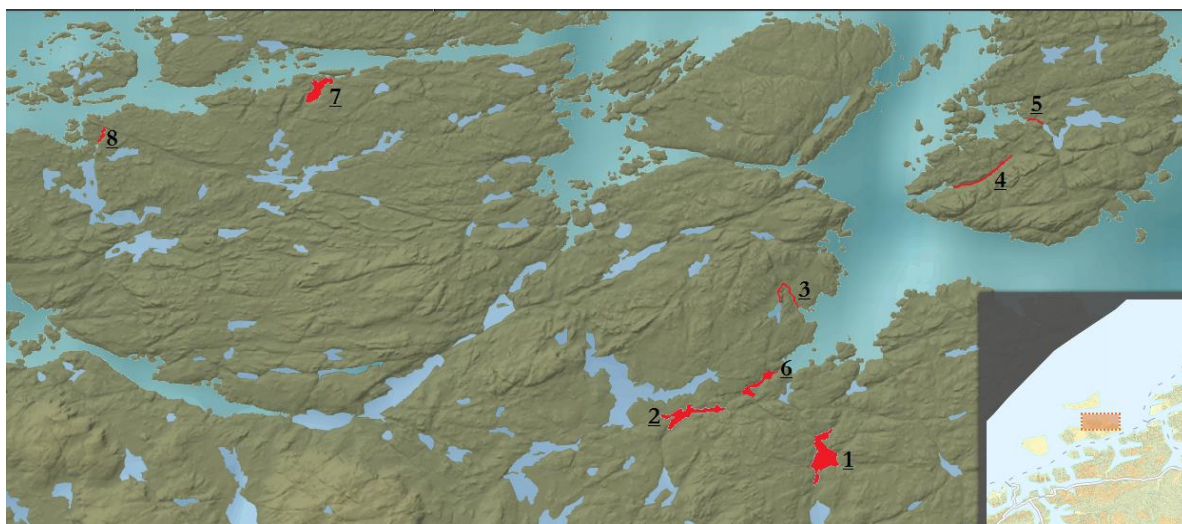
3.1 Prøvetakingspunkter

Dette avsnittet gir en presentasjon av de undersøkte vannforekomstene som ble undersøkt under dette prosjektet. Vann-nett.no, Kartverket (u.å.) og lokalkunnskap har blitt benyttet under beskrivelsen.

Hitra er en øykommune i Sør-Trøndelag fylke, sør-vest for Trondheimsfjorden (Figur 3.1.1). Hitra er Norges største øy sør for Lofoten, og hadde per. 01.01.2015 et innbyggertall på 4561 (Hitra Kommune, 2015). Øya har en rekke små vann og elver, og åtte av disse skal undersøkes (Figur 3.1.2). Topografien er varierende, alt til store myrområder, lynchheier og granskog. Prøvetakingsprogrammet finnes i Avsnitt 4.3.2.



Figur 3.1.1: Hitras posisjon i norgeskartet og Hitras geologiske beliggenhet (Kartet er hentet fra Kartverket (u.å.), redigert). Tjeldbergodden industrianlegg er markert.



Figur 3.1.2: Kartet viser nord/østsiden av øya Hitra, med prøvepunktene nummerert (Tabell 3.1.1) (Kartet er hentet fra Kartverket (u.å.), redigert).

Tabell 3.1.1: Undersøkte vannforekomster. VannforekomstID, vanntype og størrelse er hentet fra Vann-Nett (u.å.). Kommunenummer er 1617, Sør-Trøndelag, i vassdragsområde 117.

Navn (Nr)	Vannforekomst- ID	Vanntype	Størrelse	UTM		
				Nord meter	Øst meter	Sone
Sætervatnet (1)	117-2521-L	Små, kalkfattig, humøs	26 moh. 0,35 km ²	7048274	499513	32
Larsskogvatnet (2)	117-36106-L	Små, kalkfattig, klar	35 moh. 0,23 km ²	7048949	496293	32
Leirvågbekken (3)	117-110-R	Små, kalkfattig, humøs	1,68 km	7051940	498370	32
Demma (4)	117-139-R	Små, kalkfattig, klar	3,3 km	7055497	50271	32
Dragevassdraget (5)	117-137-R	Små, kalkfattig, klar	4,41 km	7056573	503441	32
Lakselva (6)	117-172-R	Små, moderat kalkrik, klar	2,67 km	7049781	497761	32
Undåsvatnet (7)	117-36048-L	Små, kalkfattig, klar	4,5 moh. 0,13 km ²	7055732	487435	32
Melkstadvassdraget (8)	-	-	-	7054205	482781	32

1. Sætervatnet

Sætervatnet er en potensiell fremtidig drikkevannskilde som undersøkes for sin egnethet som reservekilde eller hovedkilde til Fillan-området. Oppmålinger og analyser gjort til nå viser at vannet kan egne seg til reservevannkilde (Trøan, 2014). Et prøvetakingsprogram er satt i gang fra høsten 2014. Største dybde er på 31 meter. Det er lite menneskelig aktivitet i området, med kun enkelte hytter i nærheten av vannforekomsten. Områdene rundt vannet består av skog, men det finnes en god del myr i nedbørsfeltet (Kartverket, u.å.). Figur 3.1.3 viser bilde av Sætervatnet under tredje prøvetaking, 16.03.15-18.03.15. Bilde er tatt ved utløpet av vannforekomsten. Det var fortsatt is på vannet.



Figur 3.1.3: Sætervatnet (Bilde: privat)

2. Larsskogvatnet

Larsskogvatnet er en av kommunens råvannskilder. Innsjøen har et størstedyp på 16 meter. Det er antatt at vannforekomsten er utnyttet fullt ut, med tanke på uttak og utslipp fra bekker (Trøan, 2014). Vannet er langstrakt, men smalt av utstrekning. Omgivelsene består av en blanding av myr, åpent lyng-landskap og skog (Kartverket, u.å.). Figur 3.1.4 viser bilde av Larsskogvatnet tatt ved siste prøverunde, 16.03.15-18.03.15. Det var fortsatt is på vannet.



Figur 3.1.4: Larsskogvatnet (Bilde: privat)

3. Leirvågbekken

Leirvågbekken er en bekk der hovedgreinen renner fra Leirvågvatnet, og ut i Leirvågvågen. Bekken er 0,5-1 meter i bredde, men ikke spesielt dyp. Bekken ligger rett i utkanten av tettstedet Fillan, og renner ved et tidligere pukkverk, der det nå befinner seg en ny miljøstasjon, Hitra gjenvinningsstasjon, HAMOS. Miljøstasjonen mottar blant annet vanlig husholdningsavfall, trevirke, hvitevarer og metaller. Farlig avfall skal ikke lagres på miljøstasjonen i mer enn 6 måneder. Tillatelsen for byggingen fastsetter at farlig avfall skal lagres så det ikke oppstår forurensninger og skader eller ulemper for miljøet (Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, 2012b). Tidligere har det blitt antatt at diffus forurensning påvirker vannkvaliteten (Vann-Nett, u.å.). Mulige forurensninger er fra avløp fra spredt bebyggelse og fra avløpsledninger. Det ble tatt prøver både oppstrøms (Figur 3.1.5) og nedstrøms (Figur 3.1.6) av miljøstasjonen.



Figur 3.1.5: Leirvågbekken oppstrøms (Bilde: privat)



Figur 3.1.6: Leirvågbekken nedstrøms (Bilde: privat)

4. Demma

Demma er en bekk på Fjellværøy, en øy tilhørende Hitra kommune. Det har blitt gjort undersøkelser av bekken tidligere, der den lave bestanddelen av anadrom fisk har blitt sett på. Ingen vannkjemiske undersøkelser ble foretatt, men av observasjoner som ble gjort tydet det ikke på dårlig vannkjemis (Bergan, 2012). Det er noe landbruksaktivitet i området. Mest interessant ved denne bekken er derimot et skytefelt i øvre del av Demma, Aksethdalen Skytebane. Det ble derfor fokusert på om det var eventuelle avrenninger av denne inn mot Demma. Både prøvetakingspunkter på nedsiden av skytebanen (Figur 3.1.7), og lengre ned mot sjøen ble undersøkt (Figur 3.1.8). Bekken er av varierende størrelse, og går gjennom både kratt og myr.



Figur 3.1.7: Aksethdalen skytebane (Bilde: privat).



Figur 3.1.8: Demma nede (Bilde: privat)

5. Dragevassdraget

Dragevassdraget på Fjellværøya er en utløpsbekk som renner ut fra Dragvatnet. Bekken renner under Fv 365 og ut i Fillfjorden. På grunn av et tidligere settefiskanlegg og brakklagt oppdrettsanlegg har det blitt oppført en demning (Bergan, 2012). Det er planlagt å bygge en laksetrapp for å forbedre anadrom fisks vandringsmuligheter. Det er derfor også aktuelt å sjekke vannkvaliteten i bekken. Selv om Dragevassdraget er del av en lengre elv, har kun utløpet fra Dragevatnet blitt undersøkt.

6. Lakselva

Lakselva er en elv omtrent 4 km før ankomst til Fillan fra Trondheim. Elvens hovedgrein stammer fra et av øyas større vann, Blåskogvatnet. Elven er et stykke en del av Laksvatnet, før den igjen smalner til og munner ut i havet. To veier krysser Lakselva, Fv. 714 og en mindre grusvei.

7. Undåsvatnet

Fra Litjvannet renner Melandselva nord-øst, og ut i Undåsvatnet. Vannforekomsten ligger på Melandsjø. Elven ut fra Undåsvatnet går under Fv. 381, og ut i fjorden via Undåsvassdraget (Bergan, 2012). Det er noe bebyggelse i nærheten av tjernet. Området rundt Undåsvatnet er for det meste dekket med skog, men også med jorder/gressmark. Området rundt Litjvannet består av store myrområder (Kartverket, u.å.).

8. Melkstadvassdraget

Melkstadvassdraget er et brakkvann på Melandsjø, Hitra. Melkstadvassdraget har tidligere vært et godt sjøørretsvassdrag, men ifølge lokale kilder har sjøørretbestanden gått tilbake (Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, 2012a). Det spekuleres i om dette skyldes lakselus, da det er en rekke oppdrettsanlegg i nærheten. Dette prosjektet vil undersøke om brakkvannet er påvirket av forurensninger (tungmetaller).

4 Metode og prosedyre

4.1 Introduksjon

I samarbeid med Hitra kommune ble vannforekomster valgt ut for en generell karakterisering (Avsnitt 3). Innhenting av vannprøver ble gjort, og prøvene ble analysert ved HR-ICP-MS, TOC-analysator og UV/VIS-spektroskopi. DGT-prober ble satt ut for å få innsikt i labile konsentrasjoner av enkelte metaller. Ved siste prøveperiode ble enkelte av prøvene titrert for å finne alkaliteten. Alt etterarbeid ble utført på NTNUs laboratorier i Trondheim. I denne metodedelen vil gjennomføringen av det eksperimentelle arbeidet bli beskrevet, både kjemikalier og utstyr som har blitt brukt, forarbeidet, feltarbeid/prøvetaking og etterarbeidet. I Avsnitt 4.4 vil metoder og prosedyrer bli diskutert. Til sist vil en gjennomgang av databehandling og ulike utregninger bli gjennomgått (Avsnitt 4.5).

4.2 Utstyr, instrumenter og kjemikalier

Tabell 4.2.1 og Tabell 4.2.2 viser en oversikt over instrumenter og utstyr som ble benyttet under prosjektet. Tabell 4.2.3 viser ulike deler av DGT-probene.

Tabell 4.2.1: Instrumenter til prøvetaking og etterarbeid

Instrument	Enhet	Merke, Leverandør
UV-Vis spektrometer	ABS	UV mini– 1240, Shimadzu
ICP-MS	mg/L µg/L	Finnigan ELEMENT 2, Thermo Electron Corporation
Vekt	G	240A, Precisa
TOC-analysator	mg C/L	Toc Torch, Teledyne Tekmar
Multimeter	-	Multi 350i, WTW
pH-elektrode	pH-enhet	SenTix, WTW
Konduktivitetssensor	mS/m	
Temperaturmåler	°C	ConOx, WTW
Oksygenmetning-måler	%	
Turbiditetsmåler	NTU	1100 ir, Turbiquant
GPS-måler	WFS84 dd° mm.mmm'	Oregon 300, Garmin
Redoks-måler	mV	EcoSense ORP 15, YSI

Tabell 4.2.2: Utvalg av utstyr benyttet under prosjektet

Utstyr	
Metallfrie polypropylen plastrør (15 ml)	VWR International
Metallfrie polypropylen plastrør (45 ml)	VWR International
Vannflaske (500 ml)	Ukjent leverandør
Kasteflaske	Ukjent leverandør
Kvartskyvette, 10 mm	Hellma
Hansker	-Blå Nitrile engangshansker, ikke-sterile, VWR International -Grønn Nitrile engangshansker, Kimtech
Sprøyte, 20 ml	BD Plastipak
Filter, 25mm, 0,45 µm	Syringe filters, VWR International
Vannhenter	Ruttner, ukjent leverandør

Tabell 4.2.3: Utstyrliste for DGT-prober

Del	Størrelse	Leverandør
Diffusjonsgel	2,5 cm diameter 0,78 mm tykkelse	DGT Research Ltd.
DGT muffe og stempel	2,5 cm sirkulær overflate	DGT Research Ltd.
Ionebyttegel, Chelex 100	2,5 cm diameter 0,4 mm tykkelse	DGT Research Ltd.
Filtermembran	2,5 cm diameter 0,12 mm tykkelse 0,45 µm porestørrelse	Pall Corporation

Av kjemikalier ble natriumnitrat (NaNO_3 , 0,03 M, DGT Research Ltd.) benyttet for fuktiggjøring av DGT-probene, i forkant av utsettingen. Kun et par dråper ble brukt. Ultraren salpetersyre (HNO_3 , Milestone) er laget av Syverin Lierhagen, og er destillert med destillasjonsapparatet Milestone SubPur. Salpetersyren (HNO_3 , 1 M, ca 1 gram) ble brukt for å eluere Chelex-gelen etter demontering av DGT-probene. I tillegg ble den brukt for konservering av vannprøvene under innsamlingen (65%), der omtrent tre dråper ble tilsatt alle rør (15 ml, VWR International) før de ble sendt til ICP-MS analyse. En konsentrat-ampulle med saltsyre (HCl , 0,1 M, Fisher Scientific International Inc.) ble benyttet som titrat under titrering for å finne alkalitet.

Av vann som ble brukt under forskjellige steg i prosessen har både CO_2 -fritt vann, Milli-Q (MQ) vann blitt benyttet. CO_2 -fritt vann er kokt destillert eller avionisert vann, oppbevart så

det ikke kan ta opp CO₂ (Flaten, 2013). CO₂-fritt vann ble benyttet under undersøkelse av alkaliteten. MQ-vann er ultrarent vann, fra Milli-Q systemet, leverandør Millipore Corporation. MQ-vann har gått gjennom flere steg med filtrering (0,22 µm filter i dette tilfellet) og deionisering (18,2 MΩ-cm resistivitet) for å oppnå egnet renhet.

4.3 Utførelse

4.3.1 Forberedelser

I forkant av feltarbeidet ble det nødvendige utstyret og instrumentene sjekket og klargjort. For prøveinnhenting av ICP-MS prøver og prøver til TOC og UV-spektroskopi var det ingen store forberedelser som måtte til. Den eneste prepareringen som var nødvendig før avreise var montering av DGT-prober. Disse ble benyttet under både andre og tredje prøveperiode, og følgende avsnitt forklarer hvordan monteringen foregikk.

DGT-prober består av flere deler, som beskrevet i Avsnitt 2.3.4, muffe og stempel (2,5 cm sirkulær overflate, DGT Research Ltd), membranfilter (0,45µm porestørrelse, 0,12 mm tykkelse, 2,5 cm diameter, Pall Corporation) diffusjonsgel (0,78 mm tykkelse, 2,5 cm diameter, DGT Research Ltd.) og Chelex-gel (Chelex 100, 2,5 cm diameter, 0,4 mm tykkelse, DGT Research Ltd.). Både stempel og muffe var forkant av utførelsen oppbevart i et syrebad i minst 14 dager, og deretter skylt med MQ-vann. Prepareringen ble gjort på en rengjort benk, av typen Laminar air flow (LAF). Plastikkhansker (Nitrile) ble brukt. Det ble anvendt plastpinsetter for å ta opp og overføre de forskjellige lagene over til den øverste sirkulære delen av stempelet. Først ble en ionebyttergel (Chelex-100) lagt på stempelet. Det ble påsett at gelen dekte hele overflaten. Den ruglete siden ble forsøkt lagt opp, for så å legge på lag nummer to, diffusjonsgelen. På toppen ble membranfilter lagt på. Spesielt viktig her var at dette filteret fortsatt var helt, altså at det ikke ble dannet store hull. DGT-muffer ble lagt over disse lagene, og festet godt, så bare filtermembranen av de tre lagene ble synlig. Oversikt over utstyr finnes i Tabell 4.2.3. DGT-probene ble lagt i en ren lynlåspose, og det ble tilsatt noen dråper natriumnitrat (NaNO₃, 0,03M, DGT Research Ltd.).

Det ble også klargjort metallfrie polypropylen plastrør (15 ml, VWR International). Rørene ble tilsatt ultraren salpetersyre (HNO₃, 1 gram, 1 M). Disse ble medbrakt for å brukes i etterkant av innhenting av DGT-prøvene ute i feltet.

4.3.2 Prøvetaking og feltarbeid

Under første prøveperiode, 24.10.14-25.10.14, ble alle åtte ferskvann, elver og vassdrag tatt prøver av. Beskrivelser og bilder finnes i Avsnitt 3. Under andre prøveperiode, 15.11.14-16.11.14, ble Larsskogvatnet, Demma, Leirvågbebben og Sætervatnet undersøkt videre. Dette var grunnet mulige forurensninger observert fra første prøvetakning og for videre undersøkelse av (mulig) råvannskilde. Siste prøveperiode foregikk i perioden 16.03.15-18.03.15, der de samme fire vannforekomstene fra andre prøveperiode ble fulgt opp. I tillegg ble Dragevassdraget og Lakselva undersøkt nok en gang. Disse ble inkludert ved siste prøvetaking for blant annet å få et bilde av deres syrenøytraliserende kapasitet (alkalitet).

Under feltarbeidet ble det tatt vannprøver som ble sendt til ICP-MS analyse. Prøvene ble innsamlet på ulike måter ettersom vannforekomstene var av ulik størrelse og type. Prøvetaking i ferskvann og brakkvann ble, med noen få unntak, tatt fra båt. Her ble vannprøven tatt med en sprøyte av typen BD Plastipak (20 ml). For prøvene som ble tatt fra land ble en kastefflaske (ukjent leverandør) benyttet. Denne kastefflasken ble kastet lengst mulig unna land, og så dratt opp igjen. Prøvetaking i vann ble forsøkt i best mulig grad å ta under vannoverflaten, omtrent 10 cm. Henting av vann i elver og bekker ble gjort fra vannkanten, uten å forstyrre bunnen ved å trække ned. Det ble forsøkt å innhente vann som ikke var helt stillestående.

Under all prøvetaking ble sprøyten (20 ml, BD Plastipak) skylt 2-3 ganger, ved å fylle den delvis opp med prøvevannet, og deretter å tømme den. Plastrørene (Metallfrie polypropylen plastrør, 15 ml, VWR International) som ble anvendt ble skylt med vann via sprøyten. Både filtrerte (0,45 µm, VWR International) og ufiltrerte prøver ble tatt. For filtrerte prøver ble plastrørene skylt med filtrert vann, mens ufiltrerte prøver ble skylt uten. Etter å ha fylt plastrørene (15 ml, VWR International) med omtrent 10 ml vann ble det tilsatt tre dråper salpetersyre (HNO₃, 65 %) i alle prøvene for videre ICP-MS analyse. Prøver tatt i metallfrie polypropylen plastrør (45 ml, VWR International) ble utført på samme måte med skylling som beskrevet ovenfor, men her ble det brukt filter (0,45 µm, VWR International) på alle prøver. Plastrørene ble fylt med 30 ml av prøvevannet, uten å tilsette syre. For prøver som skulle brukes for å analysere alkaliteten ble plastflasker (500 ml, ukjent leverandør) benyttet. Disse ble fylt direkte opp fra vannmassene.

pH, temperatur, ledningsevne og ved siste måling oksygenmetning ble målt ved å sette ut et multimeter med pH-elektrode og ledningsevnesensoren (Multi 350i, WTW). Det ble passet på at elektroden og sensoren lå et stykke unna hverandre under selve målingen, og at sensorene lå

uberørt i vannet (Figur 4.3.1). Multimeteret ble stående til alle variablene forble tilnærmet konstante, før resultatene ble notert.



Figur 4.3.1: Bruk av multimeteret Multi 350i (Bilde: privat).

For å måle turbiditeten ble en turbiditetsmåleren fra leverandør Turbiquant benyttet, type 1100 ir. Tomme tilhørende celler til måleren ble skylt en gang med prøvevann før de ble fylt nesten helt opp med vann fra vannmassen, ved å bruke medbrakt sprøyte (20 ml, BD Plastipak). Cellen ble tørket godt av med papir. Deretter ble cellen orientert i riktig retning i maskinen, og turbiditeten ble målt og notert. Turbiditeten ble målt kun under første og tredje prøvetaking.

Redoksf forholdene ble målt ved å bruke en redoksmåler (EcoSense ORP 15, YSI). Måleren ble holdt i vannet til en stabil temperatur og redokspotensiale ble observert. Resultatene ble notert.

For både Larsskogvatnet og Sætervatnet ble en Ruttner vannhenter (ukjent leverandør) benyttet for å samle vann fra forskjellige dyp. Ruttner vannhenteren ble sunket ned til et bestemt dyp, og lukket ved å slippe ned et lodd som var festet til det tilhørende tauet. Vannhenteren ble heiset opp, og det ble tatt nødvendige prøver på samme måte som beskrevet tidligere. Multimeteret (Multi 350i, WTW) ble benyttet til å måle temperatur, konduktivitet og pH. DOC-prøver ble tatt for enkelte av dypene, og tatt over i plastrør (45 ml, VWR International). Prøver til ICP-Prøver til ICP-MS ble tatt for alle prøvedyp. I Larsskogvatnet ble det tatt prøver for følgende dyp: overflate, 0,5 m, 1 m, 2 m, 5 m, 10 m. I Sætervatnet ble det tatt prøver for følgende dyp: overflate, 0,5 m, 1 m, 2 m, 5 m, 10 m, 23,5 m.

DGT-probene (Tabell 4.2.3) ble fraktet i ren lynlåsposer, og satt ut for både andre og tredje prøveperiode. To eller tre DGT-prober ble ved prøvepunktene knyttet sammen ved hjelp av en

nylontråd, og festet til større steiner (Figur 4.3.2). Steinene ble lagt ned i vannmassen, med DGT-probenes vindu pekende oppover. De ble forsøkt lagt minst 10 cm under vann. Prøvene ble liggende i tilnærmet ett døgn før de ble tatt opp. Plassering og timer i vann finnes i Vedlegg D, Tabell D.2 og Tabell D.3.



Figur 4.3.2: DGT-prober før utsetting i vannforekomstene (Bilde: privat).

DGT-prøvene ble rett i etterkant av opphenting demontert ved at plastmuffen (DGT Research Ltd.) ble tatt av. Filtermembranen og diffusjonsgelen ble fjernet ved hjelp av en plastpinsett, mens Chelex-gelen ble plassert i de ferdiglagde metallfrie polypropylen plastrør (15 ml) med salpetersyre (Avsnitt 4.3.1). Det ble sett etter at hele gelen lå under syren, også under transporten og helt til etterarbeidet ble utført.

4.3.3 Etterarbeid

Etter innhenting ble alle prøvene satt i et mørkt kjøleskap (ca. 4 °C) for lagring. Prøvene ble stående i kjøleskapet helt til etterarbeidet ble satt i gang.

4.3.3.1 DGT

Dagen etter innhenting av DGT-prøvene ble etterarbeidet satt i gang. Etterarbeidet ble utført 17.11.14 og 19.03.15, rett etter henholdsvis andre og tredje prøveperiode. Alt arbeid ble gjort på Analytisk kjemi-instrumentrom, NTNU, på en LAF-benk. I første omgang ble nye metallfrie polypropylen plastrør (15 ml, VWR International), satt på en vekt av typen Precia 240A. Vekten ble tarert. Deretter ble det forsøkt å få over all væsken fra røret som inneholdte DGT-gelen, over i det nye røret. Gelen ble liggende igjen i det gamle røret. Mengden av væske som ble overført til det nye røret ble veid, og notert. Væsken ble så fortynnet tilnærmet 10 ganger, så

det nye røret inneholdt 1 del av den gamle væsken og 9 deler av MQ-vann. For fortynningsgrad på de ulike prøvene, se Vedlegg D. Prøvene ble satt til kjøling, og deretter ble de sendt til ICP-MS analyse (avsnitt ICP-MS-analyse).

4.3.3.2 DOC-analyser

Beskrivelser av DOC kan leses i Avsnitt 2.5. Prøvene som ble analysert bestod av de filtrerte prøver på 30 ml, uten tilsatt syre for konservering, så prøvene gir DOC-nivået. For analyse av DOC innholdet i prøvene ble et instrument av merket Toc Torch (Teledyne Tekmar) brukt. Prøvene ble analysert av Øyvind Mikkelsen, ved Instituttet for kjemi, NTNU.

4.3.3.3 Måling av UVA₂₅₄

Det ble utført UV/VIS-spektroskopi på et av NTNUs laboratorier. Spektrometeret som ble benyttet var UV mini-1240 (Shimadzu). Maskninen ble innstilt på bølgelengde (λ) 254,00 og det ble brukt to kvartskyvetter (10mm, Hellma). Prøvene som ble analysert var DOC-prøvene, filtrerte prøver uten tilsatt syre for konservering (45 ml, VWR International).

Først ble begge kvartskyvettene vasket på innsiden to ganger med MQ-vann. Den første kyvetten ble så nullstilt (0,000 ABS) i spektroskopimaskinen med MQ-vann, og sammenliknet med den kyvette nr. to som også inneholdte MQ-vann. Begge kyvettene viste seg å ha så godt som samme absorpsjon ved samme bølgelengde, dermed ble begge kyvettene benyttet. Den ene kyvetten ble brukt som blankprøve (MQ-vann), mens den andre kyvetten inneholdte DOC-prøvene, 53 prøver til sammen.

Det ble anvendt en glasspipette til å overføre prøveløsningen til kvartskyvetten. Først ble kyvetten skylt med prøvevannet to til tre ganger, før den ble fylt opp ca 4/5 full. Det ble anvendt spesiallaget tørkepapir som ikke loer til å tørke av kyvetten. Også plasthansker (Nitrile) ble brukt under hele undersøkelsen. Kyvetten ble deretter satt inn i sporet i UV-spektrometeret med riktig orientering, altså blank side mot kilden. Absorpsjonen ble så notert for hver nye prøve. For hver femte prøve ble blankprøven satt inn i spektrometeret for å sjekke for eventuelle avvik.

4.3.3.4 Alkalitet

Alkaliteten ble bestemt ved å utføre potensiometrisk titrering etter Norsk Standard NS-EN ISO 9963-1, noen dager etter selve innsamlingen (se Avsnitt 2.4.1 for beskrivelse av alkalitet). I forkant ble vannprøvene oppbevart mørkt og kjølig (ca. 4 °C).

I stedet for å innstille syreløsningen, ble en ampulle med saltsyrekonsentrat (HCl, 0,1 M, Fisher Scientific International Inc.,) benyttet. Denne ble åpnet opp som henvist på bruksanvisningen,

og CO₂-fritt vann ble brukt til fortynningen og for å få med alt av syren. Den 0,1 M syreløsningen ble fortynnet til 0,02 M, ved å benytte en glasspipette. Syren ble deretter helt i en byrette og benyttet som titrat. Det ble pipettert ut 100 ml av romtempererte vannprøver i begerglass, og en magnetrører ble benyttet for omrøring. En pH-elektrode (SenTix, WTW) ble satt i analytten.

Ved bruk av 0,02 M syreløsning som titrat ble det først titrert ned til pH 4,5 og deretter til pH 4,2. Titreringen ble utført med flere paralleller, og antall ml av titratet ble notert og alkaliteten utregnet.

4.3.3.5 ICP-MS-analyse

ICP-MS er beskrevet i Avsnitt 2.7.1. For ICP-MS analyse ble et HR-ICP-MS instrument av merke Finnigan ELEMENT 2, leverandør Thermo Electron Corporation benyttet. Analysen ble utført av Syverin Lierhagen, ved Instituttet for Kjemi, NTNU.

4.4 Metode- og prosedyrevurdering

Under alt arbeid er det nødvendig å følge anbefalinger svært nøye for å få et godt resultat. Både kvalitetskontroll og kvalitetssikring skal sikre dette. Kvalitetssikring er prosessorientert, og er alle steg som blir gjort for å sikre kvalitet. Kvalitetskontroll er produktorientert, og innebærer aktiviteter som sikrer kvalitet i produkter (CITAC & EURACHEM, 2002). Dette kan være å eliminere kilder til problemer i instrumenter og utstyr.

4.4.1 Prøvetaking og mulige feilkilder

En rekke steg ble gjort for å forsøke å sikre kvalitet under arbeidet. Første prøvetaking ble utført i samarbeid med veileder Øyvind Mikkelsen. Opplæring ble gjort ved at metoder og rutiner ble formidlet så de resterende analysene kunne utføres på en så kvalifisert måte som mulig. Dette er med å kvalitetssikre arbeidet. Anbefalinger av Norsk Standard ble forsøkt fulgt i mange tilfeller.

Ved noen tilfeller var ikke kvalitetskontrollen godt nok fulgt opp. Valg av utstyr er avgjørende for gode og representative resultater. Målinger av pH ble etterstrebet å følge Standard Norge (2012), Vannundersøkelse - Måling av pH. Multimenteret var derimot ikke godt nok egnet til å måle temperaturer ved de lave temperaturene. I mange tilfeller tok det lang tid før pH-elektroden stabiliserte seg. Dette førte til mulige forhøyde pH-resultater. Resultatene ble notert, selv om det var mistanke om lavere pH-verdier enn det som vistes på skjermen. Multimenteret ble derimot benyttet under alle prøveperiodene. Faktumet at samme type multimeter burde

brukes over alle periodene var avgjørende. Også tilgjengelighet spilte en rolle, da ikke alt av nyere og bedre utstyr alltid har vært mulighet å ta i bruk.

Et annet eksempel der kvalitetskontroll ikke ble godt nok fulgt opp var under andre prøveperiode, da det ble benyttet en Ruttner vannhenter. Det var ikke mulighet for å teste denne på forhånd. Vannhenteren viste seg å være kilde til kontaminering av prøvene i både Larsskogvatnet og Sætervatnet. Resultatene for tungmetaller ble derfor forkastet. Bedre forsikring av utstyret i forkant av feltarbeidet burde blitt gjennomført.

Miljøkvalitetsstandarder for metaller gjelder for den oppløste fasen av metaller (vannforskriften, 2006). Dette kan gjøres ved å benytte seg av filter (0,45 µm, VWR International). Både filter og oppbevaringsbeholdere ble skylt i forkant av prøvetakingen. Det ser allikevel ut til å være mulige kontamineringer i filteret av spesielt Hg. Dette er diskutert i Avsnitt 5.4.1.

Innsamlingsutstyr og oppbevaringsbeholdere ble i utgangspunktet valgt med tanke på minst mulig kontaminering av prøvene. Hansker (Nitrile) ble brukt og skylling av prøveutstyr ble gjort. Passende oppbevaringsbeholdere ble benyttet (polyetylen-rør) og ultraren salpetersyre (HNO₃, 65 %) for konservering, som beskrevet i Avsnitt 4.2.

Karakteriseringen og undersøkelsen ble i stor grad basert på grabbprøver. I tillegg ble instrumenter tatt i bruk for å måle ulike fysisk-kjemiske parametere (Se Avsnitt 4.2). Grabbprøver representerer i utgangspunktet vannkvaliteten kun på det stedet og det tidspunktet den ble tatt (Standard Norge, 2006a). Dette er et mulig problem. For elver/bekker kan det sees større svingninger, og for større ferskvann kan det være forskjeller både horisontalt og vertikalt i vannforekomstene. Grabbprøver ble likevel valgt som en av prøvetakingsmetodene. Noe av årsakene til dette er at grabbprøver krever lite utstyr og er enkel å gjennomføre. Det er også muligheten til å vise høye enkeltkonsentrasjoner. Tid på dagen prøvene blir tatt kan derimot være avgjørende for resultatene, og er en av ulempene. Om hele vannforekomsten hadde vært homogen ville grabbprøver vært en ypperlig innsamlingsmetode. I de fleste vannforekomster er det derimot varierende kvalitet.

DGT-prober er lette å benytte seg av og gir en gjennomsnittsmåling og informasjon om biotilgjengeligheten av enkelte metaller. Som vist i Avsnitt 5.4.2 ser det ut til at DGT-probene kan lett bli kontaminert. Siden det ble satt ut to eller tre DGT-prober i utvalgte vannforekomsten samtidig, og de ble stående like lenge, var det lett å kunne sammenligne resultatene av disse.

Som vist i Vedlegg D (Tabell D.1) ble det relative standardavviket (RSD) i mange tilfeller observert å være høyt. DGT-prober var likevel nyttige å kunne benyttes seg av for å bedre undersøke biotilgjengeligheten av ulike metaller.

Brukervennlighet var også avgjørende under dette prosjektet, ettersom prøvene ble tatt ved vannkanten eller i båt (uten motor). En lett håndtering av utstyr var derfor i fokus. Bruk av båt, eller utstyret brukt i forbindelse med båten kan derimot være kilde til kontaminere vannprøver. Det ble forsøkt tatt prøver «oppstrøms» av den som tok prøvene, altså foran båten. Sikkerheten var i fokus, men prøvene ble stort sett tatt de stedene hvor det ble vurdert å være mest egnet og hvor det var mulig å komme til.

For å undersøke egnetheten av drikkevann bør prøvetakingen foregå over en lengre periode enn den som ble utført under dette prosjektet, og inkludering av parametere som ikke ble målt. Vurderingene som har blitt gjort under denne analysen baserer seg kun på tre prøvetakingsperioder, og vil derfor i utgangspunktet ikke kunne brukes til å trekke konklusjoner for egnethet av råvannskildene. Hvor prøver bør tas er noe avhengig av dybden av råvannet, men det er anbefalt å ta prøver 2 meter under vannoverflaten, 2 meter over bunnen og nært eksisterende eller fremtidig inntakssted (Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2004b). De fleste prøvene ble tatt omtrent 10 cm under overflaten, men det ble utført en dybdeprofil i nærheten av eksisterende uttak i Larsskogvatnet og mulig uttak av Sætervatnet. Det var også planlagt nok en dybdemåling under siste prøvetaking (16.03.15-18.03.15), men fortsatt is på vannforekomstene hindret denne utførelsen. Her gikk sikkerheten først. På grunn av dette ble det tatt prøver i stillestående vann i Larsskogvatnet ved siste prøveperiode. Disse verdiene er ikke sikkert er like representative for hele vannet siden vannet var grunt.

Også for fastsetting av forurensningstilstand i andre vannforekomster burde prøveperioden ha gått over en lengre tid. Tre prøveperioder er i utgangspunktet ikke nok for å kunne fastslå tilstanden, da vannkvaliteten endrer seg gjennom ulike sesonger. Prøvene som er tatt vil derimot gi en indikasjon på hvordan forholdene er i ulike vannforekomster.

Under andre prøveperiode ble prøvene til ICP-MS analyse stående i lengre tid før analysen ble utført. Prøvene var derimot konserverte ved å tilsette syre (HNO_3 , 65 %), og sto lagret i et mørkt kjøleskap. Resultatene ble derfor tatt med videre i prosjektet.

4.4.2 ICP-MS-analyse

Mulige feilkilder av ICP-MS er beskrevet Avsnitt 2.7.1. Kvalitetssikring av analysen ble sikret ved å benytte to ulike sertifiserte kalibreringsløsninger, begge levert fra ESI, men fra uavhengige produsenter. Prøvene ble i tillegg korrigert for blankprøver.

Reproduserbarheten ble sjekket ved å utført to duplikat fra hver prøveperiode. Resultatene fra duplikatene viste små avvik, og derfor høy reproduserbarhet. Selv om det her er nevnt flere feilkilder med ICP-MS instrumenter, vil feilkildene her være nesten ubetydelige sammenliknet med feil som kan forekomme på grunn av andre rutiner gjort i forbindelse med forarbeid, prøvetaking og etterarbeid.

4.5 Databehandling

Flere beregninger kan brukes for klassifiseringen av ulike parametere. SFT-veileder 97:04 (1997) anbefaler som hovedregel å bruke et aritmetisk gjennomsnitt som klassifiseringsgrunnlag. Dette er summen av alle konsentrasjoner, dividert på antall målinger utført. Det bør ikke være alt for store konsentrasjonsvariasjoner. For pH-verdier ble minimumsverdiene benyttet i enkelte tilfeller. Ligning 9 ble benyttet for å regne det aritmetiske gjennomsnittet, \bar{x} (Skoog et al., 2004):

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N} \quad (9)$$

Det er av interesse å se på spredning i datasett på en bestemt måte. Her kan det være ideelt å bruke standardavvik (σ), varians (Var) eller det relative standardavviket (RSD) (CITAC & EURACHEM, 2002). Standardavviket forteller hvor mye prøvene varierer fra gjennomsnittet. RSD uttrykker standardavviket i prosent. σ , Var og RSD er gitt med henholdsvis Ligning 10, 11, 12 (Skoog et al., 2004):

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N-1}} \quad (10)$$

$$Var = \sigma^2 \quad (11)$$

$$RSD = \frac{\sigma}{\bar{x}} * 100 \quad (12)$$

Her er N antall målinger og \bar{x} det aritmetiske gjennomsnittet.

En annen måte å se på dataverdiene på er å undersøke deres korrelasjon, altså om det er et lineært forhold mellom ulike parametere. Her kan korrelasjonskoeffisienten, R, benyttes, som er gitt ved Ligning 13 (Miller, 1991):

$$R = \frac{\sum_i [(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})]}{\sqrt{\sum_i [(x_i - \bar{x})^2] \sum_i [(y_i - \bar{y})^2]}} \quad (13)$$

For å finne ut om korrelasjonen er statistisk signifikant blir det statistisk signifikante avviket satt til $p < 0,05$ for alle tester. Dette betyr at det er 95 % sannsynlighet for en korrelasjon. Korrelasjonskoeffisienten, R, har verdi fra -1 til 1, der 1 representerer en positiv lineær korrelasjon og -1 representerer en negativ lineær korrelasjon. Verdien 0 indikerer ingen lineær sammenheng (Miller, 1991). I dette prosjektet vil R med verdier mellom 0 til $\pm 0,30$ betegnes som svak korrelasjon. R mellom $\pm 0,30$ til $\pm 0,70$ betegnes som en moderat korrelasjon, og R mellom $\pm 0,70$ til ± 1 betegnes som en sterk korrelasjon.

For å kalkulere konsentrasjonen av DGT-prøvene ble utringninger beskrevet av DGT research LTD (2003) brukt. Utregningen innebærer to ligninger, Ligning 14 og 15, hvor 14 regner ut den totale mengden av metallet og Ligning 15 beregner gjennomsnittskonsentrasjonen av metallet:

$$M = \frac{C_e(V_{HNO_3} + V_{gel})}{f_e} \quad (14)$$

Her er M= totalkonsentrasjon, V_{NO_3} = syrevolum, C_e = konsentrasjon målt i eluat, V_{gel} = volum gel, f_e = elueringsfaktoren for metallet. M benyttes videre i følgende Ligning:

$$C_{DGT} = \frac{M \Delta g}{D t A} \quad (15)$$

C_{DGT} = gjennomsnittskonsentrasjon, M= totalkonsentrasjonen beskrevet i ligningen over, Δg = tykkelsen av filtermembran og diffusjonsgel, D= metallens diffusjonskoeffisient, t= tiden i sekunder DGT har stått ute, A= arealet som har blitt utsatt for prøveløsningen. Diffusjonskoeffisientene og nærmere beskrivelser av de ulike parameterne som ble benyttet finnes DGT research LTD (2003).

Store sporadiske feil, såkalte «outliere» kan forekomme under prøvetaking. Grubbs t-test er en av metodene som kan benyttes for å identifisere outliere. Denne testen krever dog normalfordeling av datasett (Grubbs, 1969). Det ble ikke tatt nok prøver for å kunne oppnå dette. Dessuten vil det forekomme naturlige svingninger over tid og prøvene i dette prosjektet er tatt over større områder og til ulike tider. Det er da vanskelig å fastslå om resultatet reflekterer virkeligheten, eller om det avvik som skyldes andre store feil. Det har ikke blitt benyttet tester

for å identifisere outliers, men heller kommentert om verdier skiller seg betraktelig ut. Heller ikke undersøkelser for signifikant forskjell mellom datasett har blitt gjort. Det er derfor ikke grunnlag for å si om det er signifikante forskjeller mellom ulike perioder, kun mulige trender.

Fremstilling av antall gjeldende siffer ble gjort så viktig informasjon ikke ble utelatt, samtidig som ikke for mange desimaltall ble oppgitt på grunn av ICP-MS deteksjonsgrense. Enkelte av de undersøkte tungmetallene hadde lave verdier, nær deteksjonsgrensen. Dette gjelder Cd og Hg. For disse ble det benyttet to signifikante siffer. For resterende ble det benyttet tre signifikante siffer. Siste tall vil være usikkert, da det her er gjort en avrunding.

5 Resultater og diskusjon

I dette avsnittet vil resultater bli presentert og diskutert. Resultater og diskusjon deles opp i seks ulike avsnitt: generell karakterisering og typifisering, naturlige påvirkninger, forsøringsparametere, spesieringsstudier, miljøgifter og egnethet av råvann.

5.1 Generell karakterisering og typifisering

De undersøkte bekkene og innsjøene er alle markert påvirket av humus og kan karakteriseres som humøse, ionefattige vannforekomster. De målte pH-verdiene viste generelt sett svakt sur til nøytrale vannforekomster, med de laveste verdiene observert i Sætervatnet. Leirvågbekken nedstrøms, Demma og Undåsvatnet ble observert å ha mer nøytrale pH-verdier. Disse skilte seg også ut med høyere hardhet, men karakteriseres likevel som svært bløtt vann, i likhet med de andre vannforekomstene som ble undersøkt. Høye sjøsaltpåvirkning ble observert, noe som er naturlig da alle vannforekomstene ligger nær kysten. Vannforekomstene kan virke å være relativt upåvirket av menneskelig aktivitet, med unntak av Demma og Leirvågbekken nedstrøms. Det ser derimot ikke ut til å være betydelige forurensninger.

Vedlegg A gir prøvebeskrivelser med informasjon om alle prøver tatt i løpet av alle tre prøvetakingsperiodene. Enkelte av de fysisk-kjemisk parametere som ble målt har kun virket som støtteparametere i dette prosjektet, og har derfor ikke blitt diskutert spesielt videre, men kan finnes i Vedlegg B.

Typifisering av vannforekomstene har blitt utført, med bakgrunn i analysene, for å kunne klassifisere tilstander. Typifiseringen er gjort etter beskrivelse fra Direktoratgruppa for vanndirektivet (2013). Alle vannforekomster ligger i klimaregion lavland, <200 moh. Tabell 5.1.1 viser typifisering gjort på grunnlag av verdier funnet i dette prosjektet:

Tabell 5.1.1: Typifisering av vannforekomster. For TOC og Ca er gjennomsnittskonsentrasjonene gitt.

	Ca Mg/L	TOC* mg C/L	Størrelse elver/ Størrelse innsjø	Innsjøtype/elvetype (nr) Typebeskrivelse
Sætervatnet	1-4	5-15	Små <0,5 km ²	Type 7 Kalkfattig, humøs
Larsskogvatnet	1-4	5-15	Små: <0,5km ²	Type 7 Kalkfattig, humøs
Leirvågbekken oppstrøms	< 1	5-15	Små: <10km	Type 3 Svært kalkfattig, humøs
Leirvågbekken nedstrøms	4-20	5-15	Små: <10km	Type 8 Moderat kalkrik, humøs
Demma	4-20	5-15	Små: <10km	Type 8 Moderat kalkrik, humøs
Dragevassdraget	1-4	5-15	Små: <10km	Type 6 Kalkfattig, humøs
Lakselva	1-4	5-15	Små: <10km	Type 6 Kalkfattig, humøs
Undåsvatnet	4-20	5-15	Små: <0,5 km ²	Type 9 Moderat kalkrik, humøs

* konsentrasjonene for TOC er i virkeligheten DOC. Alle prøvene er minst humøse (TOC 5 – 15), men kan også være svært humøse (TOC>15).

Vanntype som er funnet skiller seg noe fra beskrivelsene som allerede finnes på Vann-nett.no (Avsnitt 3). Typifiseringen allerede gjort på Vann-nett.no viser for lave konsentrasjoner av organisk karbon og forskjell i kalknivået (Ca-nivået). Enkelte av forskjellene kan komme av verdier nært grensene mellom tilstandsklassene eller endringer over tid. Det er heller ikke sikkert at alle typifiseringen gjort på Vann-nett.no er gjort for hvert vann, men mer som en generell oversikt.

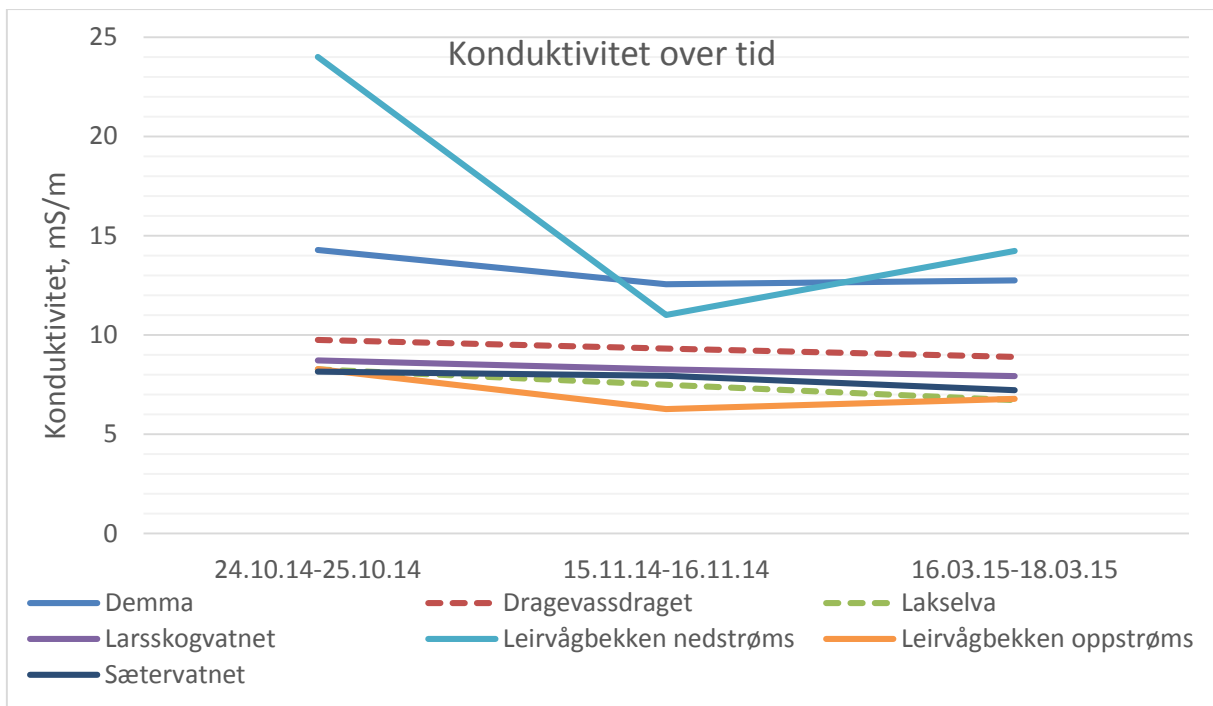
Om ikke overvåkningsdata stemmer med data på nettsiden anbefales det å ha minst fire målinger i løpet av et år i innsjøer og månedlige prøver for elver (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2013). Dette har ikke blitt gjennomført, og det anbefales da i utgangspunktet å følge vanntype som er angitt i Vann-nett. I dette prosjektet har det blitt valgt å fortsette med de data som ble funnet og de satte vanntyper.

5.2 Naturlige påvirkninger

5.2.1 Konduktivitet

Figur 5.2.1 viser konduktivitet målt i utvalgte vannforekomster i prøveperiode en, to og tre. Figuren viser at Leirvågbekken nedstrøms og Demma skiller seg ut med høyere konduktivitet sammenlignet med de andre vannforekomstene. Verdiene varierer mellom 11 mS/m til 24

mS/m. For de resterende vannforekomstene ble konduktiviteten målt mellom 6 mS/m til 10 mS/m. For Dragevassdraget og Lakselva ble kun tatt prøver under første og tredje prøveperiode, og derfor er det en stiplet linje mellom disse periodene. Det kan se ut til å vært en generell nedgang i konduktiviteten fra første prøveperiode, tatt på høsten, til siste måling på våren. Nedgangen er derimot ikke betydelig for de fleste vannforekomster (med unntak av Leirvågbekken nedstrøms).



Figur 5.2.1: Konduktivitet over ulike prøvetakingsperioder.

To av vannforekomstene skiller seg ut i Figur 5.2.1. Leirvågbekken nedstrøms og Demma ble begge observert å være sterkere påvirket av forvitring fra berggrunnen og marine bidrag sammenlignet med de andre vannforekomstene (Vedlegg B). Dette kan antas å være hovedårsakene til høyere konduktivitet i disse vannforekomstene. Konsentrasjonen av Cl^- for ferskvannene lå lavest i andre prøveperiode i Leirvågbekken oppstrøms med 12,7 mg/L og høyest i Undåsvatnet under første prøveperiode med 34,8 mg/L (Undåsvatnet er utelatt fra figuren over). Dette ser også ut til å speiles på konduktiviteten i Figur 5.2.1. Medianverdi av alle vannforekomster, med unntak av Melkstadvassdraget, ble målt til å være 19,6 mg/L for de tre prøvetakingsperiodene. Vannforekomster som ikke er spesielt påvirket av sjøsalter har typisk <1 mg Cl^-/l (Skjelkvåle et al., 1997). De undersøkte vannforekomstene ser derfor ut til å være sterkt påvirket av sjøsalter.

Konduktiviteten, den elektriske ledningsevnen, får bidrag både fra forvitring av berggrunn, sedimenter og jord, i tillegg til sjøsalter. For de syv undersøkte ferskvann og elver ble det observert høye marine påvirkninger, i form av Cl^- (Vedlegg B). Flere viktige ioner i ferskvann kan både ha kilde fra sjøsalter og fra forvitring (Avsnitt 2.1.2), og derfor kan det i mange tilfeller være vanskelig å fastslå hvilke bidrag som påvirker konduktiviteten. Av de undersøkte vannforekomstene ser det marine bidrag ut til å ha stor influens på konduktiviteten. Cl^- er sterkt korrelert med konduktivitet ($R=0,71$, $p<0,05$, $n=53$) (Vedlegg H, Tabell H.1), og har primærkilde, som beskrevet i Avsnitt 2.1.2, i hovedsak fra sjøsalter. Ikke-marin Ca (Ca^*) korrelerer derimot høyere med konduktiviteten ($R=0,81$, $p<0,05$, $n=53$), og viser en sterk signifikant korrelasjon. De ionene som korrelerer best med konduktiviteten er derimot K ($R=0,95$, $p<0,05$, $n=53$), Na ($R=0,93$, $p<0,05$, $n=53$) og med Mg som også er av betydning ($R=0,81$, $p<0,05$, $n=53$) (Vedlegg H, Tabell H.1). For disse tre er det i alle tilfellene positive signifikante korrelasjoner til både Cl^- og Ca^* , men de høyeste korrelasjonene til Ca^* . Dette kan tyde på at bidraget fra forvitring har størst betydning for konduktiviteten, men også sjøsalter er en viktig faktor.

Utrekning av ikke-marine bidrag er basert på modeller, og er gjort som beskrevet i Avsnitt 2.1.2. En rekke antagelsene blir tatt under en slik beregning, og verdiene vil kun gi en indikasjon. Vannforekomster med de høye innslagene av marine bidrag har tidligere blitt rapportert om å ha de største usikkerhetene (Keene et al., 1986). Beregningene kan derfor være diskutabile.

5.2.2 Klassifisering av vannets hardhet

Tabell 5.2.1 viser vannforekomstenes innhold av Ca per liter, den tyske hardhetsgraden, °dH, og klassifiseringen av vannforekomstene. Ca mg/L tilsvarer kun Ca-verdiene i vannforekomstene, der det har blitt regnet ut et aritmetisk gjennomsnitt over alle periodene. Klassifiseringen er gjort som beskrevet av Nasjonalt Folkehelseinstitutt (2004a). Her er utregningen for den tyske hardhetsgraden gitt som et aritmetisk gjennomsnitt for alle periodene, og både Ca og Mg er inkludert i utregningen som beskrevet av Ligning 8 i Avsnitt 2.6.2. Av Tabell 5.2.1 observeres det at alle vannforekomstene klassifiseres som meget bløtt vann. Den vannforekomsten med lavest utregnet hardheten gjennom alle perioden var Leirvågbekken oppstrøms (0,277 °dH). Vannforekomsten med høyest utregnet hardhet var Demma (1,14 °dH). I Undåsvatnet, Leirvågbekken nedstrøms og Demma ble det målt høyere konsentrasjoner sammenlignet med Leirvågbekken oppe og Lakselva.

Tabell 5.2.1: Tysk hardhetsgrad og klassifisering av ulike prøvetakingspunkter

Vannforekomst	Ca mg/L	Tysk hardhetsgrad °dH	Klassifisering
Sætervatnet	2,53	0,355	Meget bløtt vann
Larsskogvatnet	2,52	0,352	Meget bløtt vann
Leirvågbekken oppstrøms	1,92	0,277	Meget bløtt vann
Leirvågbekken nedstrøms	6,79	0,950	Meget bløtt vann
Demma	8,12	1,14	Meget bløtt vann
Dragevassdraget	3,87	0,543	Meget bløtt vann
Lakselva	2,33	0,327	Meget bløtt vann
Undåsvatnet	6,95	0,974	Meget bløtt vann

Klassegrensen meget bløtt vann går fra 0 °dH til 2,1 °dH, og alle vannforekomstene ligger innenfor dette intervallet med god margin. Norge er, generelt sett et land med lave forvittringshastigheter, og det er derfor ikke uvanlig for norske vann å være bløtt (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c).

Primærkilden til Ca er i hovedsak forvitring (Wright & Henriksen, 1978), men kan også ha noe av det samme mønsteret som Cl⁻ (Rognerud et al., 2008). RSD for Ca er på 76,7 % for de undersøkte vannforekomstene. Spredningen for Mg er derimot mindre, og med RSD på 24,7 % (Vedlegg B). Mg kan ha det samme mønsteret som Cl⁻. Det kan også ha sitt opphav i forvitring (Flaten, 1991). De store forskjellene i Ca virker i mindre grad å skyldes marine bidrag. Det ble funnet en moderat korrelasjon mellom Ca og Cl⁻ (R=0,53, p<0,05, n=63) (Tabell H.2). Mg har en noe høyere moderat positiv korrelasjon med Cl⁻ (R=0,67, p<0,05, n=63). Forskjellen i hardhet kan derfor antagelig i størst grad virke å skyldes ulikheter i berggrunn og forvitringsgrad, da Ca-verdiene viser stor variasjon i de ulike vannforekomstene. Ca kan også i noen grad skyldes kalk avsatt på havbunnen fra da vannforekomstene lå under den marine grensen (Avsnitt 2.1.2). Dette kan være med å gi ekstra bufferevne, men er vanskelig å måle.

Bergartene som dominerer i områdene av vannforekomstene varierer, og står beskrevet i Avsnitt 2.1.2 og Vedlegg F. Hovedkomponentene i bergartene som dominerer rundt Undåsvatnet er glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein og amfibolitt, i tillegg til enkelte steder av kalkspatmarmor. Kalkspatmarmor forvitrer lett, og har kalsitt som hovedmineral, som er bestående av CaCO₃. Diorittbergarter, tonalitt og granitt dominerer i nedbørsfeltene rundt de resterende vannforekomstene (Avsnitt 2.1.2). Granitt har en felsisk komposisjon, som betyr at bergarten inneholder lite Ca. Den er også motstandsdyktig mot forvitring (Gray, 1994; Lutgens

& Tarbuck, 2009). Dioritt har en intermediær komposisjon, og inneholder noe mer Ca (Lutgens & Tarbuck, 2009).

Av innsjøene har Undåsvatnet relativt høyt innhold av Ca og Mg. Selv om det kun ble tatt prøver ved første prøveperiode er det betydelige forskjeller sammenlignet med Larsskogvatnet og Sætervatnet. Undåsvatnet var i denne perioden betydelig påvirket av sjøsalter (gjennomsnittskonsentrasjon av Cl⁻ på 29,1 mg/L), og relativt høye konsentrasjoner av Mg (gjennomsnittskonsentrasjon på 1,80 mg/L). Noe av Mg-innholdet kan derfor ha kilde fra marine bidrag. Ca ligger i snitt på 5,15 mg/L, og skyldes mest sannsynlig geologien i området. Nedbørsfelt til Undåsvatnet er dominert av andre bergarter sammenlignet med de andre stedene. Høyere innhold av kalkspatmarmor kan forklare de høye Ca-konsentrasjonene (Vedlegg B), noe som også vil virke inn på pH-verdien.

Det ble blant vannforekomstene Leirvågbekken, Lakselva, Larsskogvatnet, Sætervatnet, Demma og Dragevassdraget observert større variasjoner av hardheten i vannet. For bekkene Demma, Leirvågbekken nedstrøms og Dragevassdraget ble observert høyere hardhet av vannet. Dette kan muligens forklares med mer kontakt med berggrunnen, som kan gi mer mekanisk forvitring (Lutgens & Tarbuck, 2009). Likevel kan det antas at komposisjonen av ulik geologi antagelig påvirker stort.

Leirvågbekken nedstrøms har en betydelig økning i hardheten sammenlignet med Leirvågbekken oppstrøms, noe som viste seg å gi utslag på alkaliteten og høyere bufferkapasitet (Avsnitt 5.3.3). Prøver i Leirvågbekken oppstrøms er tatt ganske nært utløpet av innsjøen Litjvannet. Leirvågbekken nedstrøms ble prøvetatt noen hundre meter nedenfor, og nært sjøen, som ble observert å gi innvirkning på tilførselen av marine bidrag (Vedlegg B). Marine påvirkninger kan gi bidrag i form av Mg. Andre forklaringer er muligens menneskelige påvirkninger, blant annet et tidligere pukkverk rett i nærheten og at prøvene ble tatt rett etter et betong/sementrør. I Leirvågbekken nedstrøms ble det også målt de høyeste turbiditet-nivåene, med et gjennomsnitt på 3,25 NTU. Disse var betydelig høyere enn Leirvågbekken oppstrøms (gjennomsnitt på 0,470 NTU) (Vedlegg B). Det kan tyde på at bekken er påvirket på et vis.

Spesielt Ca²⁺ og Mg²⁺ bidrar til hardheten i vann, men som beskrevet i Avsnitt 2.6.2 bidrar også andre kationer som Mn og Fe. I dette prosjektet ble den tyske hardhetsgraden beregnet etter anbefaling av Nasjonalt Folkehelseinstitutt (2004a), selv om det finnes alternative måter å regne ut hardheten på. Enkelte steder er konsentrasjonene av Mg og Ca lave, og her er muligens andre kationer som Fe av noe betydning. Inkludering av andre kationer ville uansett ikke gitt andre

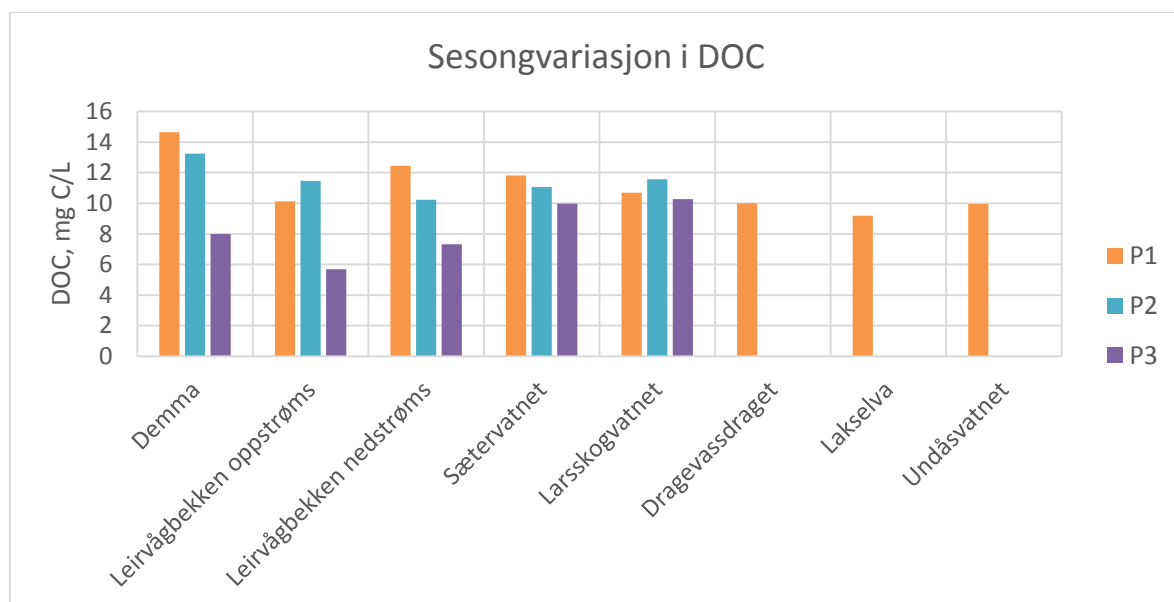
utfall for klassifiseringen, og det ble derfor valgt å forholde seg til Nasjonalt Folkehelseinstituttets anvisninger.

Det ble ikke observert noen spesielle trender ved ulike perioder for hardheten av vannet, selv om hardheten varierer enkelte steder (Vedlegg G).

Hardheten i vann er vanlig å ta i betraktning når risikoer for metallforurensing blir undersøkt. Det er kjent at toksisitet av tungmetaller øker når hardheten i vann synker (Lloyd, 1987). Alle vannforekomstene som ble undersøkt ble karakterisert som bløtt vann, selv om det var variasjoner i konsentrasjonene. I de vannforekomstene med laveste konsentrasjoner av Ca og Mg kan det akvatiske liv være mer utsatt tungmetallforurensninger.

5.2.3 Organisk karbon

Figur 5.2.2 viser gjennomsnittsverdiene for DOC i fire ulike vannforekomster, med to prøvetakingspunkter i Leirvågbecken, oppstrøms og nedstrøms. Figuren viser høyere konsentrasjoner på høstparten, under første og andre prøveperiode, enn på tidlig vårspart, tredje prøveperiode, for de flere av vannforekomstene. Det ble observert større variasjoner i bekker/elver over tid sammenlignet med Sætervatnet og Larsskogvatnet, som begge er ferskvann. For Dragevassdraget, Lakselva og Undåsvatnet ble det kun tatt prøver for organisk materiale ved første prøverunde. Aritmetisk gjennomsnitt ble brukt for de ulike vannforekomstene.



Figur 5.2.2: Sesongvariasjoner i DOC for ulike vannforekomster. P1=24.10.14-25.10.14, P2=15.11.14-16.11.14, og P3= 16.03.15-18.03.15.

Resultatene av de undersøkte vannforekomstene viser høye konsentrasjoner av DOC. Fra den regionale innsjøundersøkelsen 04–06 var medianverdien av TOC 2,2 mg C/L for de undersøkte vannforekomstene (Rognerud et al., 2008). Vannforekomstene som ble undersøkt i dette prosjektet hadde en medianverdi som var betraktelig høyere, 11,1 mg C/L. Det ble dessuten i denne undersøkelsen kun målt DOC-konsentrasjoner, som er en fraksjon av TOC. Dermed kan det forventes å ha blitt observert enda høyere TOC-konsentrasjoner om dette hadde blitt inkludert i prosjektet.

Det ble observert en gjennomgående nedgang i DOC fra første prøveperiode til tredje prøveperiode tidlig på våren. Under andre prøveperiode ble det derimot observert varierende mengder med organisk materiale, uten noen spesielle trender. En mulig forklaring på de høye DOC-konsentrasjoner på høsten kan være økt nedbrytning av organisk materiale (Morris & Foster, 1971). Det er derimot en rekke faktorer som påvirker det organiske materialet. Nedbørsfeltet og hva som vil bli tilført vannet vil være avgjørende. Større nedbørsperioder på høsten kan også føre med seg organisk materiale. Det var i forkant av førest prøvetakingsperiode en god del nedbør i området (Vedlegg J). Dagsvariasjoner kan også forekomme.

Ingen klassegrenser er satt for ulike konsentrasjoner av organisk karbon i Veileder 02:2013. Klassegrenser etter SFT 97:04 (Andersen et al., 1997) tilsier at tilstanden av det organiske materiale er i tilstandsklasse IV (eventuelt V om TOC er høyere enn 15 mg C/L). Den verbale karakteren vil her være dårlig (eventuelt svært dårlig), men kan være noe misvisende. Klassifiseringen betyr ikke nødvendigvis at miljøtilstanden er påvirket av menneskelig aktivitet, og det må derfor vurderes hva som virkelig er den naturlige tilstanden. De høye verdiene gjenspeiler antagelig nedbørsfeltets vegetasjon.

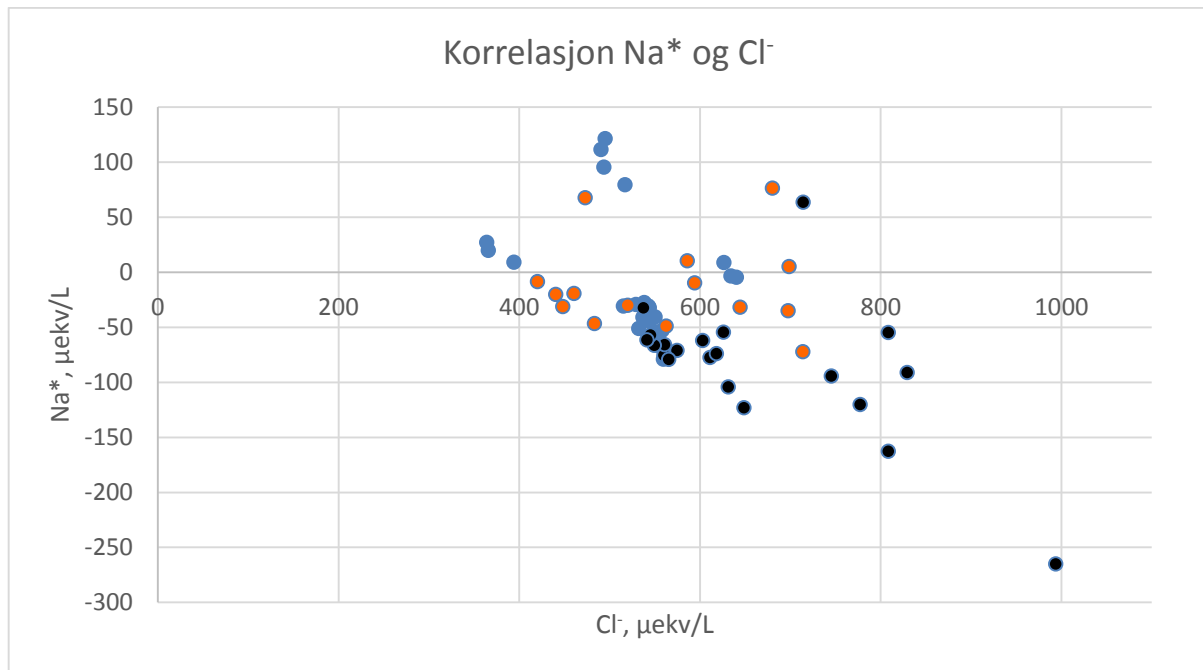
Metaller kan bli absorbert på organiske eller uorganiske partikler, noe som kan gjøre dem mindre biotilgjengelig for organismer som lever der (Lloyd, 1987). Dette er en av prinsippene bak biotisk ligandmodell (Avsnitt 2.6.5). Komplekser med organisk materiale kan føre til mindre biotilgjengelige konsentrasjoner for opptak i akvatiske organismer og spiller en positiv rolle for å redusere giftigheten til blant annet Al. For DGT-prøvene som ble satt ut i ulike vannforekomster ble det observert at den labile fraksjonen av mange metaller var lav, noe som kan være grunnet de høye konsentrasjonene av organisk materiale (Avsnitt 5.4.2). Dette er antagelig en viktig faktor i vannforekomster på Hitra som er med å begrense toksisiteten av metaller.

Også DOC-prøvenes SUVA₂₅₄-nivå ble beregnet etter utført UV-analyse (Avsnitt 2.7.2). SUVA-nivået gir en indikasjon på hvor mye av det organiske materialet som er av aromatisk karakter, og gir da en forståelse for HS-nivået i vannet (Avsnitt 2.5). SUVA₂₅₄ i dette prosjektet varierte fra 1,85 L mg⁻¹m⁻¹ i Demma under andre prøveperiode til 6,04 L mg⁻¹m⁻¹ i Dragevassdraget i første prøveperiode, med medianverdi på 3,64 mg⁻¹m⁻¹. Gjennomsnittsverdier av SUVA kan finnes i Tabell E.1, Vedlegg E.

Mellom DOC og SUVA₂₅₄ ble det observert en moderat negativ signifikant korrelasjon (R=-0,39, p<0,05, n=52) (Figur E.1). Dette betyr at selv om det ble målt høye DOC-konsentrasjoner var det ikke nødvendigvis av høy aromatisk karakter. Demma ble blant annet observert til å ha de høyeste DOC-konsentrasjonene (Figur 5.2.2), men også de laveste SUVA₂₅₄-verdiene. Ulikheten i SUVA₂₅₄ kan skyldes ulike optiske egenskaper og kvaliteter av DOC, samt andre komponenter som kan bidra (Avsnitt 2.5).

5.2.4 Sjøsaltepisoder

Na⁺ vil i stor grad speile Cl⁻-konsentrasjonen fra marine bidrag. Konsentrasjonen av Na⁺ ble derimot observert til å være lavere enn forventet etter utregning av ikke-marin natrium (Na*) korrigert for Cl⁻ (Avsnitt 2.1.2). Ligning 3 ble benyttet for utregning av Na*. Figur 5.2.3 viser forholdet mellom Cl⁻ og Na*. Av figuren kan det observeres at mange vannprøver hadde et underskudd av Na* (under 0 på y-aksen), mens mindretallet av prøver hadde et overskudd av Na* (over 0 på y-aksen). Punktene er markert med ulike farger etter hvilke perioder prøvene ble tatt. Svarte prikker viser prøver tatt under første prøveperiode, lyseblå prikker viser resultater fra andre prøveperiode og oransje prikker fra tredje prøveperiode.



Figur 5.2.3: Korrelasjon mellom Na^* og Cl^- ($R=0,55$, $p<0,05$, $n=63$).

Jordkjemien i de ulike nedbørsfeltene har ikke blitt undersøkt i dette prosjektet, men den vil kunne ha en betydning for vannkvaliteten. Figur 5.2.3 viser at den utregnede Na^* er lavere enn hva som kan forventes. Dette kan skyldes sjøsalteffekter (sjøsaltepisode). Under slike episoder kan en fraksjon av sjøsaltene Na^+ og Mg^{2+} byttes ut med Al^{3+} og H^+ i jordsmonnet i nedbørsfelt, og gi lavere pH og høyere konsentrasjoner av Al i avrenning til innsjøer. Det vil da bli observert negative verdier av Na^* . Sjøsaltepisoder har blitt tidligere dokumentert (Langan, 1989), og det har blitt utført eksperimenter i Norge som viser lavere pH-verdier og høyere konsentrasjoner av Al ved å fortynnet jordsmonnet med sjøvann (Wright et al., 1988).

Det ble observert store variasjoner i konsentrasjonene av både Cl^- og Na^* under prøvetakingen (Figur 5.2.3). I forkant av feltarbeidet var det kun første prøveperiode som hadde en del nedbør i dagene rett før (Vedlegg J). Andre og tredje prøveperiode hadde ikke mye nedbør rett i forkant av prøvetakingen, men tredje prøveperiode hadde relativt mye nedbør uken før. Fra Figur 5.2.3 observeres det at første prøveperiode (svart) er den perioden med de laveste Na^* -verdiene. Nedbør i forkant av prøvetakingen er antagelig årsaken. De ulike vannforekomstene vil ikke bli diskutert hver for seg. Undåsvatnet under første prøveperiode ble dog observert å ha de laveste Na^* -verdiene. Dette var også den vannforekomsten som var mest påvirket av marine bidrag, i form av Cl^- . Na^* -konsentrasjonen for de ulike vannforekomstene kan finnes i Vedlegg I.

Selv om det ble observert enkelte ulikheter i periodene, virker det ikke som det er en spesifikk sjøsaltepisode, men heller en mulig generell effekt. Sjøsalteffekter kan også indikeres ved å undersøke andre parametere. I denne undersøkelsen ble kun Na^+ brukt som indikator for å kunne forutsi om slike episoder hadde forekommet. En større undersøkelse kunne blitt gjort ved å nærmere studere Cl^- i vannforekomstene og nedbørsmønsteret. Undersøkelser av vegetasjon vil også kunne gi en antydning av hvor utsatt vannforekomstene er, da ulik vegetasjon kan virke inn på jordsmonnets egenskaper. Og ikke minst, årsaken til at sjøsaltepisoder er av betydning for det akvatiske liv er de følgene den kan ha på pH-nivået og LAI-konsentrasjonen (Avsnitt 2.3.3). Ved kun å se på Na^+ -konsentrasjonene kan mulig sjøsaltepisoder gir utslag på pH og Al i vannforekomstene på Hitra. Det må ikke glemmes at ikke-marine påvirkninger baserer seg på modeller.

Vannforekomster på Hitra har klar påvirkning av marine bidrag. Høye Cl^- -konsentrasjoner i vannforekomster kan, ifølge biotisk ligandmodell (Avsnitt 2.6.4), danne komplekser med metaller, og gjøre metallene mindre biotilgjengelig. Dette kan være av betydning for den labile fasen av tungmetaller i ferskvann på Hitra.

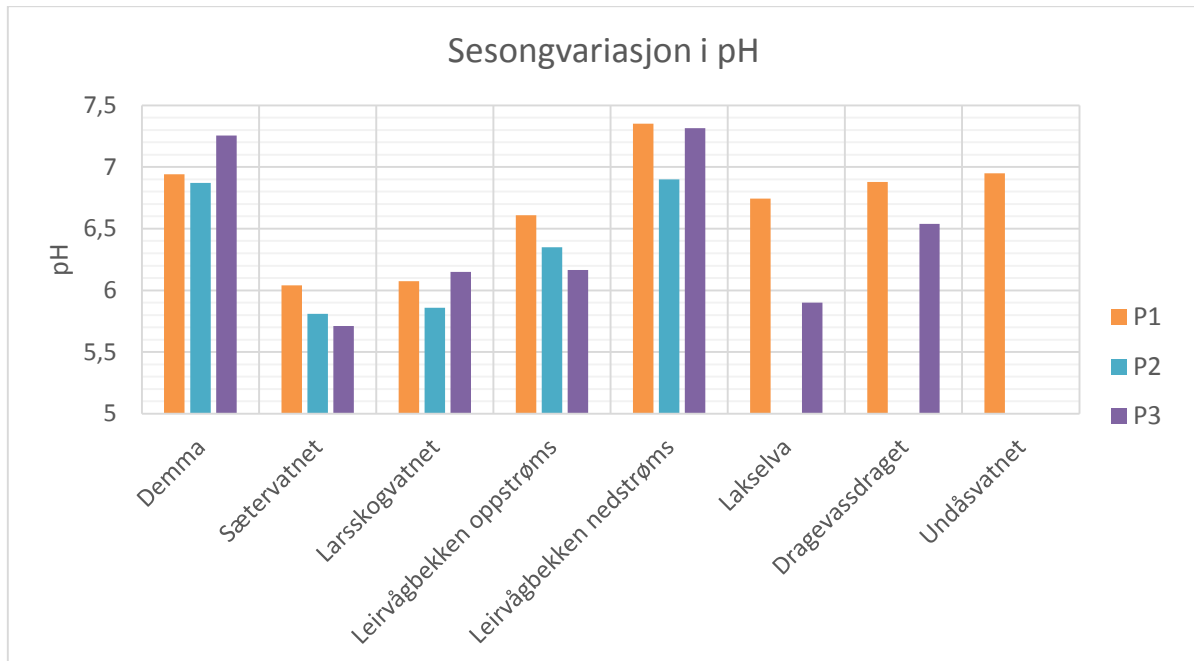
5.3 Forsuringsparametere

De fleste av de undersøkte vannforekomstene viste seg å være svakt sur til nøytrale (Avsnitt 5.3.1). Påvirkningen av ikke-marin sulfat (SO_4^{2-}) ble observert til å være høy i enkelte vannforekomster (Avsnitt 5.3.2). De høye konsentrasjonene ser derimot muligens ut til å skyldes geologien samt usikkerhet i modellen som ble benyttet. Lakselva, Leirvågbecken oppstrøms og Dragevassdraget viste lav alkalitet, noe som tyder på dårlig bufferkapasitet (Avsnitt 5.3.3). Det ser likevel ikke ut til å være antydninger på menneskelig påvirkning som er med på å forsure vannforekomstene. De oppløste Al-verdiene varierte fra 52,9 $\mu\text{g/L}$ (Undåsvatnet) til 256 $\mu\text{g/L}$ (Demma), med en gjennomsnittsverdi på 149 $\mu\text{g/L}$. Den labile Al-konsentrasjonen, den som er farlig for akvatiske organismer, ble målt med DGT-prober, og ble observert til å være lav (Avsnitt 5.3.4).

5.3.1 pH

Figur 5.3.1 er en fremstilling av variasjon av pH over tid i de ulike vannforekomstene. Verdiene er basert på et gjennomsnitt av de målte verdiene i hver periode. De fleste vannforekomstene viste svakt sur pH, mens enkelte vannforekomster ble observert rundt pH 7 eller rett i overkant. I Leirvågbecken nedstrøms og Demma ble de høyeste pH-verdiene observert. Sætervatnet var

den vannforekomsten hvor de laveste pH-verdiene ble observert, med verdier i underkant av pH 6, og med den laveste enkeltmålingen på 5,57 (Vedlegg B).



Figur 5.3.1: pH-verdier for ulike vannforekomster over tid. Aritmetisk gjennomsnitt har blitt benyttet. P1=24.10.14-25.10.14, P2= 15.11.14-16.11.14, og P3= 16.03.15-18.03.15.

Resultatene viser relativt store forskjeller i pH-verdiene over tid. En mulig forklaring på denne forskjellen er beskrevet i Avsnitt 4.5, der usikkerheten i pH-elektroden omtales. Variasjon av pH-verdier over tidsperioder er derimot ikke uvanlig. Dette kan skyldes temperaturendringer, snøsmelting eller nedbør. Høststormer kan vaske ut H^+ i jorda, og snøsmelting på våren kan gi lavere pH-verdier. Av denne årsaken har det blitt observert trender i overflatevann der pH-verdiene er noe lavere på vinter og vår, og noe høyere på sommer og høst (Soulsby et al., 2001). Det er derimot vanskelig å se noen klare trender for pH-verdiene. I enkelte av vannforekomstene kan det observeres at pH-verdiene var noe lavere på høsten, men verdiene er ikke gjennomgående. Det er også flere forhold som spiller også inn på surhetsgraden i vannforekomster. pH-verdier vil dessuten kunne være forskjellig ved ulike tider av døgnet, noe tidligere studier har vist (Spencer et al., 2007). Enkelte av prøvestedene ble kun prøvetatt i en omgang (Undåsvatnet og Melkstadvassdraget), og Lakselva og Dragevassdraget to prøveomganger. De resterende lokalitetene ble forsøkt å ta over varierende tider av dagen.

Tabell 5.3.1 viser pH-verdier klassifisert ut fra Veileder 02:2013 (Direktoratgruppa for vanndirektivet, 2013). Typifiseringen ble gjort i Avsnitt 5.1, der vanntyper for vannforekomstene ble foreslått. Sammenligning av pH-verdier opp mot klassifiseringssystemet

baserer seg på et aritmetisk gjennomsnitt. Enkelte av pH-verdiene er svakt sure, spesielt i Larsskogvatnet og Sætervatnet (Figur 5.3.1). Bruk av klassifiseringssystemet viser at pH-verdiene ikke er spesielt uvanlig for vanntypene. pH-verdiene varierer fra svært god (lyseblå) til god (grønn). Demma, Leirvågbekken nedstrøms og Undåsvatnet har ikke klassifiseringer for sine vanntyper.

Tabell 5.3.1: Klassifisering av miljøtilstand, pH. P1=24.10.14-25.10.14, P2= 15.11.14-16.11.14, og P3= 16.03.15-18.03.15.

	Innsjøtype/elvetype (nr)	P1	P2	P3
Sætervatnet	Type 7, kalkfattig, humøs	6,04	5,81	5,71
Larsskogvatnet	Type 7, kalkfattig, humøs	6,15	5,86	6,15
Leirvågbekken oppstrøms	Type 3, svært kalkfattig, humøs	6,61	6,35	6,17
Leirvågbekken nedstrøms	Type 8, moderat kalkrik, humøs	7,35	6,90	7,32
Demma	Type 8, moderat kalkrik, humøs	6,94	6,87	7,10
Dragevassdraget	Type 6, kalkfattig, humøs	6,88	-	6,54
Lakselva	Type 6, kalkfattig, humøs	6,74	-	5,90
Undåsvatnet	Type 9, moderat kalkrik, humøs	6,96	-	-

Tilstandsklasser:

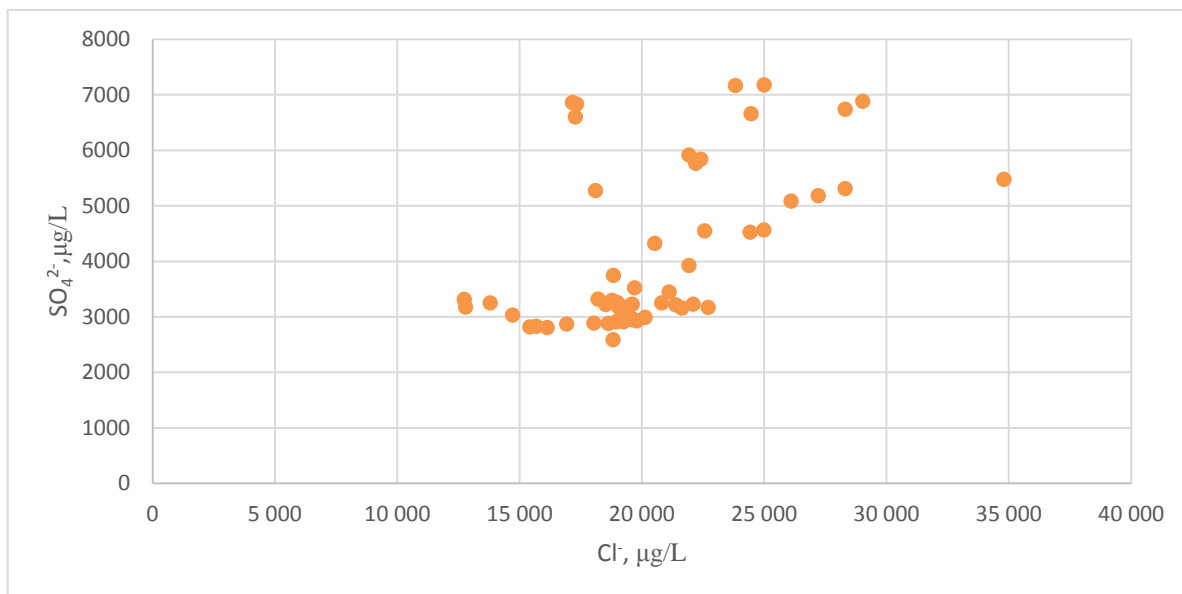
Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	Ingen klassifisering
------------------	------------	----------------	---------------	---------------------	-----------------------------

Både Larsskogvatnet og Sætervatnet er kalkfattige og humøse (Avsnitt 5.1). For denne vanntypen er det ikke uvanlig med lave pH-verdier, som vist i tabellen over. Selv om verdiene er svakt sure er de ikke nødvendigvis påvirket av menneskelig aktivitet, som sur nedbør. Veilederen mangler derimot klassifisering for tre av vanntypene.

5.3.2 Ikke-marin sulfat (SO₄^{*})

Sur nedbør kan bidra til forsure i vannforekomster, men har i stor grad vært et problem knyttet til Sørlandet og Vestlandet her i Norge (Rognerud et al., 2008). Bidrag av SO₄²⁻ kommer både fra forvitring av SO₄²⁻-mineraler, marine bidrag via nedbør og langtransporterte luftforurensninger (Wright & Henriksen, 1978). Det ikke-marine bidraget av SO₄²⁻, SO₄^{*}, ble utregnet som beskrevet i Avsnitt 2.1.2, Ligning 4. De utregnede verdiene av varierer fra -1,46 µEq/L til 92,4 µEq/L, med en medianverdi på 13,6 µEq/L. Den utregnede konsentrasjonen av SO₄^{*}, finnes i Vedlegg B.

Figur 5.3.2 viser at det er en moderat signifikant korrelasjon mellom Cl⁻ og beregnet SO₄²⁻.



Figur 5.3.2: Korrelasjon mellom utregnet SO_4^{2-} og Cl^- . $R=0,54$, $p<0,05$, $n=63$.

Fra Figur 5.3.2 observeres det at ikke alt SO_4^{2-} virker å ha marine bidrag som primærkilde, her representert med Cl^- . SO_4^{2-} har kun en moderat korrelasjon med Cl^- . Innsjøer uten tilførsel av sur nedbør har typisk konsentrasjoner av SO_4^{2-} på $<10-12 \mu\text{ekv/L}$ (Skjelkvåle et al., 1997). Generelt sett er konsentrasjonen relativt lave, med gjennomsnittverdier i Sætervatnet, Larsskogvatnet og Lakselva på $<12 \mu\text{ekv/L}$ over periodene (Vedlegg B). Dragevassdraget (gjennomsnitt $14,6 \mu\text{ekv/L}$) og Leirvågbekken oppstrøms (gjennomsnitt $21,7 \mu\text{ekv/L}$) viser noe høyere konsentrasjoner.

Spesielt Demma og Leirvågbekken nedstrøms skiller seg ut med de høyeste SO_4^{2-} -konsentrasjoner. I Demma ble det observert konsentrasjoner på $57,6 \mu\text{ekv/L}$, $56,6 \mu\text{ekv/L}$ og $21,7 \mu\text{ekv/L}$ i henholdsvis første, andre og tredje prøveperiode (Vedlegg B). I Leirvågbekken nedstrøms ble det observert noe høyere verdier: $76,0 \mu\text{ekv/L}$, $90,2 \mu\text{ekv/L}$ og $73,0 \mu\text{ekv/L}$ i henholdsvis første, andre og tredje prøveperiode (Vedlegg B). Vannforekomstene ble påvist høyere hardhet, og høyere Ca-konsentrasjoner (Avsnitt 5.2.2).

SO_4^{2-} viser en sterk signifikant korrelasjon med Ca for alle vannforekomstene ($R=0,70$, $p<0,05$, $n=63$). Derimot er korrelasjonen mellom ikke-marin Ca (Ca^{2+}) og SO_4^{2-} svak, med $R=0,30$, $p<0,05$, $n=63$. Ut fra kun disse resultatene kan det virke som om SO_4^{2-} har andre kilder enn marine bidrag og forvitring fra berggrunnen. Korrelasjonen mellom Ca^{2+} og SO_4^{2-} i Leirvågbekken og Demma er derimot moderat ($R=0,48$, $p>0,05$, $n=13$). Dette kan tyde på at SO_4^{2-} har i større grad geologisk opprinnelse og skyldes høyere forvitring i Demma og Leirvågbekken nedstrøms. Disse stedene er også høyt påvirket av Cl^- (Vedlegg B), noe som kan

gjøre beregningene usikre. En lignende undersøkelser gjort i vannforekomster nært kysten i Nordland, Troms og Finnmark viste lignende trender med høye SO_4^* -konsentrasjoner (Skjelkvåle et al., 2007). Disse vannforekomstene var også sterkt påvirket av sjøsalter, og det ble konkludert med at det var lite sannsynlig at disse verdiene var grunnet sur nedbør, men heller på grunn av usikkerheter i beregning eller forvitring fra berggrunnen.

Om de undersøkte vannforekomstene hadde vært påvirket av sur nedbør ville dette antagelig blitt observert i flere vannforekomster, ettersom de fleste ligger innen en radius på kun noen få kilometer. Mest sannsynlig skyldes de forhøyde verdier av SO_4^* til dels geologien og usikkerheter i modellen. Det høye innslaget av marine påvirkninger kan gi usikkerhet i resultatene, noe også Keene et al. (1986) har rapportert om, og muligens gi forhøyde konsentrasjoner.

Sur nedbør skyldes i hovedsak tilførsel av både svoveldioksid (SO_2) og nitrogenoksider (NO_x). I dette prosjektet ble kun SO_4^* undersøkt, selv om det kunne ha vært interessant å se på NO_x på grunn av mulig påvirkning av Tjeldbergodden. Sur nedbør i enkelte ferskvann på Hitra har blitt undersøkt over flere år (Avsnitt 2.1.1, Garmo et al. (2010)). Konsentrasjonene fra den siste undersøkelsen i 2009 viser en klar nedgang fra 1997, med SO_4^* -konsentrasjoner på omtrent 3 $\mu\text{ekv/L}$. Konsentrasjonene i dette prosjektet viser høyere konsentrasjoner (Vedlegg B). Alle vannforekomstene fra undersøkelsene gjort i forbindelse med Tjeldbergodden er, i motsetning til de undersøkte vannforekomstene i dette prosjektet, over 50 moh., med unntak av ett av ferskvannene. Dette, i tillegg til lokaliteter inn mot fastlandet, viser tydelig mindre sjøsaltpåvirkning i form av Cl^- for undersøkelsene gjort tidligere. Ulik geologi kan også være en forklaring. Det er derfor vanskelig å sammenligne disse resultatene.

5.3.3 Alkalitet

Alkaliteten ble testet for Leirvågbekken oppstrøms, Leirvågbekken nedstrøms, Lakselva og Dragevassdraget. Tabell 5.3.2 viser resultater for alkalitetstitreringene som ble utført for disse vannforekomstene i etterkant av tredje prøveperiode, mars 2015. Leirvågbekken oppstrøms var den lokaliteten med lavest alkalitet (17 $\mu\text{ekv/L}$). Titrering for vannprøven fra Leirvågbekken nedstrøms viste den høyeste alkaliteten (370 $\mu\text{ekv/L}$). Leirvågbekken nedstrøms er derfor i tilstandsklassen meget god (>200 $\mu\text{ekv/l}$). Dragevassdraget plasseres i tilstandsklassen god (50-200 $\mu\text{ekv/l}$). Lakselva oppstrøms og Lakselva klassifiseres som mindre god (10-50 $\mu\text{ekv/l}$). Klassifiseringen er gjort etter SFT-veileder 97:04.

Tabell 5.3.2: Alkalitetsmålinger for tredje prøvetaking. Tysk hardhetsgrad, °dH, for perioden er også utregnet.

Vannforekomst	Tysk hardhetsgrad °dH	Alkalitet µekv/L
Leirvågbekken nedstrøms	1,12	370
Leirvågbekken oppstrøms	0,274	17
Lakselva	0,224	30
Dragevassdraget	0,486	80

Tilstandsklasser:

I	II	III	IV	V
Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig

Veileder 02:2013 inneholder kun klassifisering av ANC. ANC var ikke mulig å undersøke under dette prosjektet. Derfor ble SFT-veileder 97:04 benyttet, selv om det ikke er tatt hensyn til ulike vanntyper. De valgte stedene ble undersøkt på grunn av anadrome fisk i vannforekomstene, hvor LAI kan oppstå som et problem ved lav pH. Med relativt lave pH-verdier og lave konsentrasjonen av basekationene Ca og Mg, spesielt i Lakselva og Leirvågbekken, var det som forventet ikke stor bufferkapasitet i vannforekomstene. Lakselva og Leirvågbekken oppstrøms kan derfor være følsomme for forsurening, noe som også gjelder for Dragevassdraget (< 200 µekv/L), selv om alkaliteten her er høyere.

Undersøkelse av hardhetsgraden opp mot alkaliteten viser ofte en sterk sammenheng, ettersom alkaliteten bestemmes av basekationer. Leirvågbekken nedstrøms har klart høyere konsentrasjoner av Ca²⁺ og Mg²⁺, noe som virker inn på både alkaliteten og pH (Vedlegg B). Denne verdien tilsvarer en god bufferkapasitet. Sammenhengen mellom alkalitet og hardheten av de andre vannforekomstene ser derimot ikke helt ut til å stemme med Tabell 5.3.2. Leirvågbekken oppstrøms har blitt observert å ha høyere hardhet enn Lakselva, men ble betegnet med lavere alkalitet enn Lakselva. Verdiene er derimot små, og titreringsfeil kan utgjøre denne forskjellen. Andre basekationer som ikke er inkludert i den tyske hardhetsgraden, °dH, kan også virke inn.

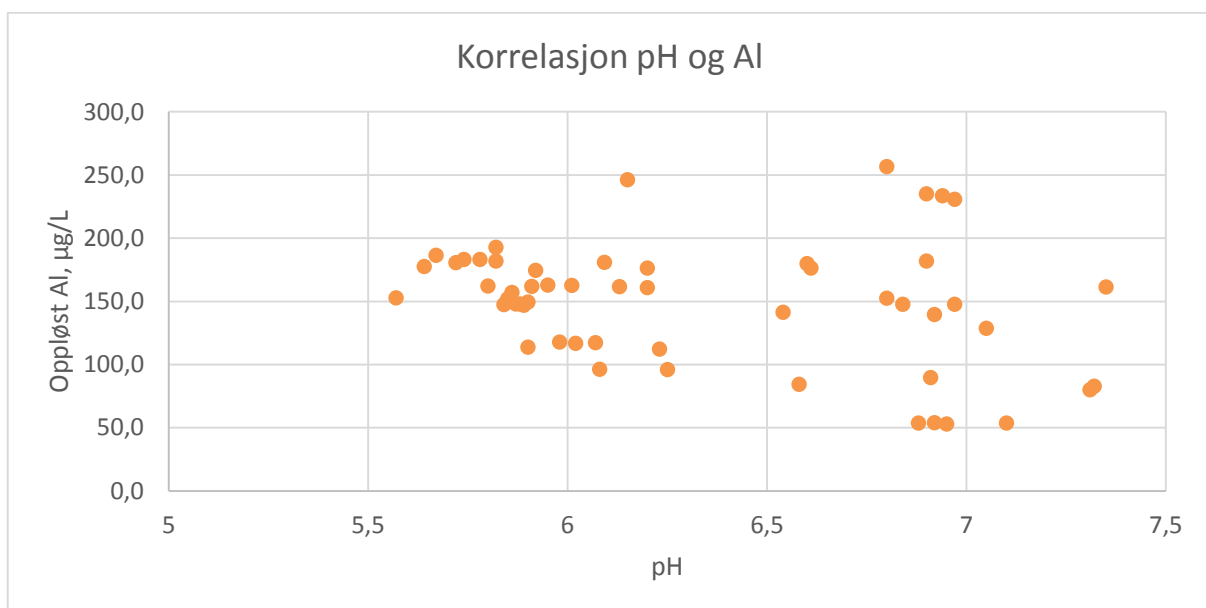
Undersøkelser gjort i ferskvann på Hitra i forbindelse med undersøkelser fra metanolfabrikken på Tjeldbergodden viste alkalitet på omtrent 40 µekv/L for de aktuelle vannforekomstene (Se Avsnitt 2.1.1). Alkaliteten målt under denne undersøkelsen var kun for bekker/elver, og resultatene viste svært varierende verdier, fra 17 µekv/L til 370 µekv/L. Ettersom det omhandler

ulike vannforekomster og vanntyper, er det i utgangspunktet vanskelig å sammenligne verdiene med de tidligere undersøkelsene.

Ut fra resultatene viser enkelte av vannforekomstene å være følsomme for forsurening. Større sjøsaltepisoder eller påvirkning av sur nedbør kan derfor være en trussel. I tillegg kan vannforekomster som er dominert av humus bidra til surhet (Skjelkvåle et al., 1997).

5.3.4 Aluminium

Figur 5.3.3 viser oppløst Al for alle vannforekomstene (med unntak av Melkstadvassdraget), der pH-målinger har blitt tatt samtidig. Det observeres en ikke signifikant svakt negativ korrelasjon mellom pH og oppløst Al.



Figur 5.3.3: Korrelasjon mellom oppløst Al mot pH. ($R=-0,26$, $p>0,05$, $n=54$).

Som diskutert tidligere var pH-målingene unøyaktige når temperaturen i vannforekomstene var lave (Avsnitt 4.4). Det tok lang tid før pH-verdien sank og ble stabil. Det er mistanke om at flere av de målingene som også er inkludert i figuren har blitt påvirket av denne feilen. I virkeligheten kan da flere av Al-verdiene ligge ved lavere pH enn det som ble observert.

Forholdet mellom partikulær og reaktiv Al vil kunne endre seg med ulike pH-verdier. Dette kan i noen grad sees i figuren over. Figur 5.3.3 viser noe høyere konsentrasjoner av oppløst Al ved lavere pH-verdier. Korrelasjonen er derimot ikke signifikant, og det er store variasjoner. Det er mulig enkelte av de høye Al-konsentrasjonene i virkeligheten skal plasseres mer mot lavere pH på grunn av feil med multimeteret. Om dette er tilfellet er derimot vanskelig å bedømme. Under dette prosjektet ble det målt pH-verdier som kun varierte fra omtrent 5,50–7,50. Felling av Al

som hydroksid- eller karbonat-kompleks vil begynner å skjer fra pH 5 (Lloyd, 1987). En større variasjon vil derfor mest sannsynlig blitt observert om pH-verdiene som ble målt hadde vært lavere.

Det er ikke generelt den oppløste reaktive delen som utgjør størst fare for akvatiske organismer. Uorganisk Al er den fraksjonen som er labil og mulig biotilgjengelig, og blir derfor vurdert å være mest giftig. LAI-verdien ble undersøkt med DGT-prober i enkelte vannforekomster. Som forklart i Avsnitt 5.4.2 er det derimot noen usikkerheter på hvor store deler av den labile Al-konsentrasjonen som faktisk blir tatt opp av DGT-probene. Derfor kan det være høyere konsentrasjoner av LAI enn det som ble observert. Resultatene viste likevel at kun en liten fraksjon av Al var labil. Alle konsentrasjonene som ble observert var under $<5 \mu\text{g/l Al}$. De lave konsentrasjonene kan antagelig forklares med høye konsentrasjoner av DOC for alle vannforekomstene.

Klassifisering av Sætervatnet for LAI fra DGT-prøvene opp mot den korresponderende vanntypen i Veileder 02:2013 viser klassifiseringen under referanseverdien. Dette betyr lave verdier som ikke er farlig for det akvatiske liv. Det finnes ingen klassifisering for vanntypene for Demma (moderat kalkrik, humøs), Leirvågbekken nedstrøms (moderat kalkrik, humøs) og Leirvågbekken oppstrøms (svært kalkfattig, humøs). Konsentrasjonene for Demma ble observert til å være $2,92 \mu\text{g/L}$ og $1,00 \mu\text{g/L}$ i henholdsvis andre og tredje prøveperiode. For Leirvågbekken nedstrøms ble Al observert $4,15 \mu\text{g/L}$ og $2,18 \mu\text{g/L}$ (Vedlegg D, Tabell D.2 og Tabell D.3). Moderat kalkrike vanntyper kan til gjengjeld antas å gi lavere toksisitet for organismer i det akvatiske miljø. Dette kan forklares ut fra BLM, der organismer i hardt vann er mindre utsatt for metaller som Al på grunn av konkurranse fra Ca og Mg om biotiske ligander på akvatiske organismer, sammenlignet med bløtt vann. Leirvågbekken oppstrøms har lavere konsentrasjoner av Ca og Mg. Dog ble det også her observert lave konsentrasjoner av LAI fra DGT-testingen, med konsentrasjoner på $0,969 \mu\text{g/L}$ og $3,38 \mu\text{g/L}$ (Vedlegg D, Tabell D.2 og Tabell D.3).

LAI målt med DGT korresponderer godt med opptak av Al på gjeller hos ørret (Røyset et al., 2005). Undersøkelsen viste at DGT-testing kunne bedre forutsi respons på fisk enn det testing på laboratorier kunne for å detektere LAI. Her ble også en Chelex-gel benyttet, som under denne undersøkelsen. Toksisiteten av Al vil derimot variere for ulike arter og livsstadium av organismer, og da også tider på året. Dette vil ikke bli diskutert videre, men vil være relevant for toksisiteten av LAI. Generelt sett virker det ikke som pH-verdiene skaper problemer med

LAI, noe som kan være et problem i anadrome vassdrag. Lave LAI-konsentrasjoner ble observert.

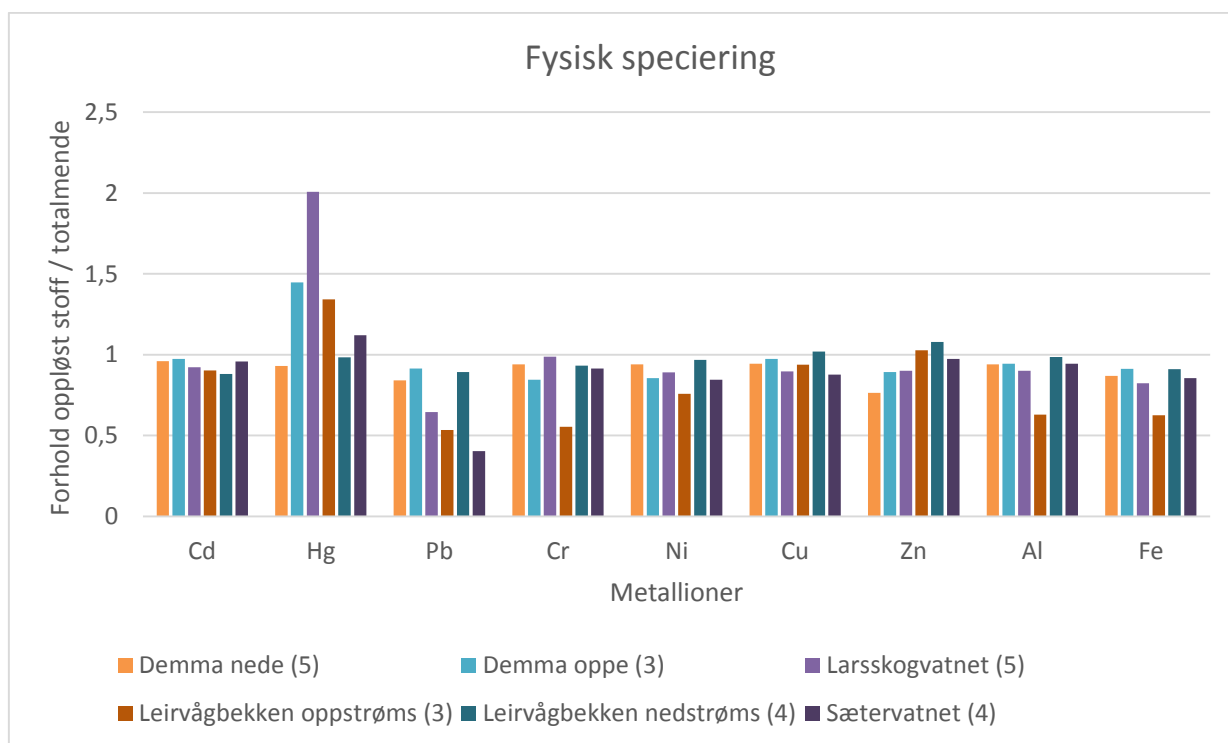
5.4 Specieringsstudier

5.4.1 Filtrering

Figur 5.4.1 viser forholdet mellom filtrerte og ufiltrerte prøver. Figuren viser prosentandelen av metallene som befinner seg i denne oppløst fasen, der 1 = 100 %. Stolper i figuren med verdien 1 indikerer at 100 % av metallionet er i oppløst form. Stolper med verdier under 1 tilsier at en del av metallionet er i partikulær fase. Stolpene over 1 betyr større andel i oppløst fasen (filtrert) enn totalt (ufiltrert), altså over 100 % i oppløst fase. I figuren viser nummeret bak prøvetakingsnavnet i parentes hvor mange filtrerte og ufiltrerte prøver som ble sammenlignet.

Av Figur 5.4.1 kan de fleste tungmetallene observeres å ha en stor fraksjon i den oppløst fase, da mange forekommer rett i underkant av 1. Enkelte metaller skiller seg derimot ut. Hg har høyere konsentrasjoner for filtrerte prøver enn for de ufiltrerte i flere av målinger (stolper over verdien 1), Tallet er høyest for Larsskogvatnet, med forholdet 2,01. Zn og Cu ble også observert til å ha verdier over 1. I motsatt retning observeres Pb i størst grad å forekomme i en partikulær fase av de undersøkte metallionene, selv om verdiene er varierende. Også Fe ble observert i høyere andel partikulær fase.

Metallionene i Leirvågbekken nedstrøms ble observert i større grad i oppløst fase sammenlignet med Leirvågbekken oppstrøms. Også Demma oppe og Demma nede virker å ha noe av den samme trenden som Leirvågbekken nedstrøms.



Figur 5.4.1: Gjennomsnittsførhold mellom total metallkonsentrasjon og løst metallkonsentrasjon for 6 ulike prøvepunkter.

For mange av metallionene ble store deler den totale konsentrasjonen observert i en oppløst fase. Siden oppløst fase er en operasjonell definisjon vil denne delen også kunne være påvirket av mindre kolloider. Hg, og i to tilfeller Zn og et tilfelle Cu, viste høyere konsentrasjoner i den oppløste fase sammenlignet med den totale konsentrasjonen. Den oppløste fasen, filtratet, bør i utgangspunktet ikke være større enn totalkonsentrasjonen, de ufiltrerte prøvene. En mulig forklaring på høyere konsentrasjoner i den oppløste fasen for Hg, Zn og Cu kan skyldes kontamineringer i filteret.

Ulike filter har blitt observert å kunne inneholde forskjellige konsentrasjoner av tungmetaller (Hedberg et al., 2011; Matoug, 2013). En undersøkelse gjort av Hedberg et al. (2011) viste både tilførsel av tungmetaller til prøven, men også at enkelte filter kunne hindre tungmetaller i å passere. Både Zn og Cu ble påvist forhøyde konsentrasjoner med bruk av filter i denne undersøkelsen. Filter-kontaminering kan muligens forklare disse metallenes høye konsentrasjoner, som Figur 5.4.1 viser. Hg kan være en typisk kontamineringsmetall. Og ettersom metallene ble observert å ha lave konsentrasjoner under dette prosjektet, skal det lite til for å kontaminere prøvene.

Rensing av filteret ble utført ved å skylle med vann fra vannforekomsten. Prosedyrene som ble utført var muligens ikke god nok. God rensing av filter før bruk har vist å kunne minske

kontamineringer, men i en studie gjort av filter-kontaminering ble det derimot ikke observert noen systematiske resultater (Horowitz et al., 1992). Kontamineringen kan dermed kunne være et problem selv om skylling har blitt gjennomført. Tabell 5.5.1: Tilstandsklasser for tungmetaller viser derimot at Hg og Cd spesielt skiller seg ut med høyere forurensningsgrad. Andre tungmetaller kan også ha hatt kilde fra filteret, men det ble ikke observert å slå ut på tilstandsklassene på samme måte som Hg og Cd gjorde. Det er usikkert om den mulige kontamineringen skyldes forurensninger i filter fra produsenten, eller om kontaminering har skjedd i etterkant på grunn av for eksempel oppbevaring i brukte poser eller lignende. Resultatene fra denne undersøkelsen viser at det kan være nyttig å ta enkelte ufiltrerte prøver for å se om filteret inneholder mulige kontamineringer.

Prøvene ble ofte tatt med noen minutters mellomrom, noe som kan være en annen tenkelig forklaring på enkelte høye oppløste konsentrasjonene av Hg, Zn og Cd. Tilfeldige fordelinger i prøvene kan her utgjøre en forskjell. Gjentakende forhøyde konsentrasjoner av spesielt Hg gir derimot tvil til denne forklaringen. Konsentrasjonene av Hg, Zn og Cd er derimot lave, og små feil gjort under forberedelser, prøvetaking, lagring, etterarbeid eller analyse kan spille en rolle. Høye RSD under ICP-MS analysen kan også gi utslag, og gi usikkerhet i resultatene (Avsnitt 5.5.1). Den mest sannsynlige forklaringen virker derimot til å være filter-kontaminering.

Av motsatt trend viser Figur 5.4.1 at Pb i mindre grad forekommer i oppløst fase sammenlignet med de andre metallene som ble undersøkt. Resultatene er derimot noe varierende i de ulike vannforekomstene, der både Demma nede, Demma oppe og Leirvågbekken nedstrøms har en høyere andel oppløst. Dette er de stedene med mistanke om høyest menneskelig påvirkning (Avsnitt 5.5.1). Årsaken til dette kan muligens være at Pb fra antropogene kilder opptrer i en annen form enn Pb med direkte opphav fra naturen.

For Leirvågbekken oppstrøms, Sætervatnet og Larsskogvatnet kan det observeres at Pb forekom i større grad i partikulær fase (Figur 5.4.1). Dette kan muligens forklares med metallens noe uvanlige oppførsel i akvatiske miljø. Pb har vist seg å bindes sterkt til store Fe-kollider, men også organisk materiale, noe som blant annet er beskrevet av Lyvén et al. (2003). Dette er også funnet av Sigg et al. (2006), der det også blir påpekt at Pb muligens binder seg til Mn- og Al-kolloider. Av Figur 5.4.1 observeres også Fe å være mindre i oppløst fase, noe som kan tyde på at det enten finnes i eller på partikler eller som kolloider. Dette kan dermed stemme med teorien at Pb bindes til Fe-kolloider. En del kolloider vil kunne passere filteret, men som beskrevet i Avsnitt 2.6.3 vil store kolloider ha problemer med dette.

Lyvén et al. (2003) fant i sin studie at Fe- og DOC-kolloider ofte forekom i to fraksjoner, Fe-kolloider (~4 nm) og DOC-kolloider (~1,2 nm). Om en del av Pb er bundet til de store Fe-kolloidene vil det mest sannsynlig ikke passere filteret. Andre metaller som har større affinitet til DOC vil i større grad kunne passere.

Filtrering er en av flere analytiske metoder som kan benyttes til å bestemme hvor mye av metallet som er i oppløst fase. Metaller i oppløst fase kan være frie metaller, oppløste metallkomplekser både i organisk og uorganisk fase. Derimot er det, som forklart i Avsnitt 2.6.3, usikkert hvor stor andel av kolloider som også trenger gjennom filteret. Dette gir usikkerheter om hvor mye som i virkeligheten er i en oppløst fase.

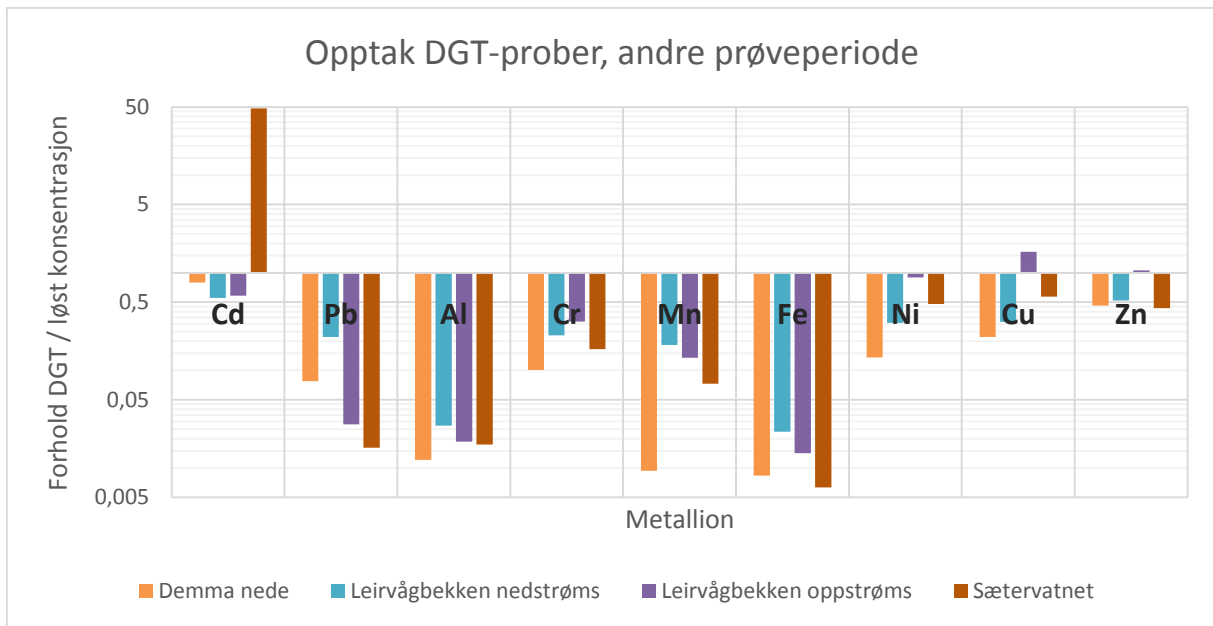
5.4.2 DGT-prøver

Figur 5.4.2 og Figur 5.4.3 viser en logaritmisk fremstilling av forholdet mellom manuelle prøver og resultater fra DGT-prøvene. Demma nede, Leirvågbekken oppstrøms, Leirvågbekken nedstrøms hadde i begge periodene to DGT-prober som ble satt ut. Sætervatnet hadde tre DGT-prober i begge periodene som ble satt ut ved utløpet av vannforekomsten. DGT-prøvene har i figuren under blitt sammenlignet med de manuelle prøver som ble tatt ved utsetting og opptak. En verdi på 0 vil si at det ble akkumulert like mye på DGT-probene som resultater fra analysene for de manuelle prøvene viste. Et resultat på 0,5 betyr at DGT-probene akkumulerte 50 % av innholdet i de manuelle prøvene.

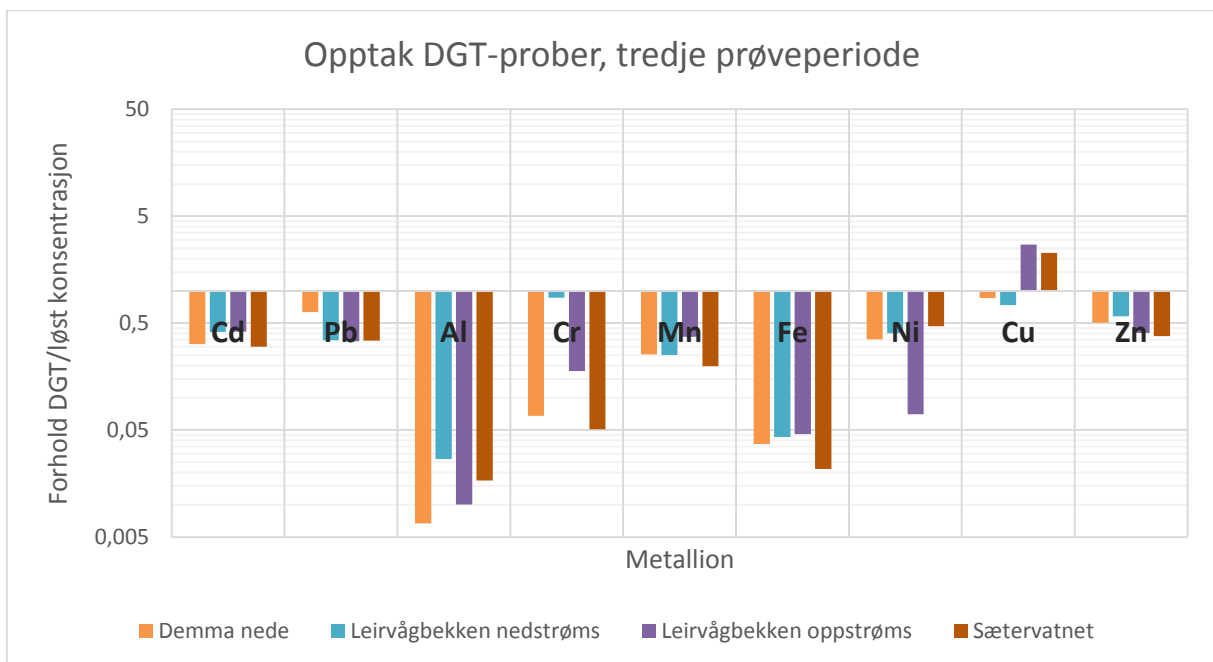
For begge periodene ble innholdet av både Fe og Al observert å være atskillig lavere i DGT-prøvene sammenlignet med de manuelle prøvene. Fe-opptaket i DGT-probene tilsvarer fra 0,6-4,6 % av konsentrasjonen i de manuelle prøvene og for Al tilsvarer de 0,6-2,7 % av de manuelle prøvene (Figur 5.4.2 og Figur 5.4.3). Av figurene kan det sees at enkelte av prøvene viser høyere metallkonsentrasjoner i DGT-prøvene enn for de manuelle prøvene. Dette gjelder for Cd (ett tilfelle), Cu (tre tilfeller) og Zn (ett tilfelle).

For begge periodene ble Cd, Cr, Cu, Ni og Zn observert i større grad å bli akkumulert på DGT-probene sammenlignet med Fe og Al. Likevel er det variasjoner i opptakene. DGTs evne til å akkumulere Mn virker å ha et opptak et sted i mellom disse.

For både Pb og Mn er det store forskjeller mellom andre (Figur 5.4.2) og tredje prøveperiode (Figur 5.4.3). DGT-opptaket for Pb og Mn ble observert å være lavere i andre prøveperiode.



Figur 5.4.2: Logaritmisk fremstilling av forholdet mellom gjennomsnittsverdier av ulike metallioner målt med DGT og løste metallkonsentrasjoner fra fire ulike prøvepunkter. Resultatene er fra andre prøveperiode, 15.11.14-16.11.14.



Figur 5.4.3: Logaritmisk fremstilling av forholdet mellom gjennomsnittsverdier av ulike metallioner målt med DGT og løste metallkonsentrasjoner fra fire ulike prøvepunkter. Resultatene er fra tredje prøveperiode, 16.03.15-18.03.15.

DGT-prober vil kun akkumulere labile metallioner i vann (Zhang & Davison, 1995), og ble derfor benyttet under dette prosjektet for å kunne forutsi metallenes biotilgjengelighet. De metallene som blir oppsamlet på Chelex-gelen vil ha høyere affinitet til denne enn å forbli i den formen de allerede befinner seg i. Konsentrasjonen av metallene som ikke diffunderte gjennom

Chelex-gelen, eller diffunderte i for tregt tempo, representerer i mange av tilfellene i denne undersøkelsen en stor fraksjon, spesielt for metallionene Fe og Al. Dette tyder på at store deler av disse metallene har sterkere bindinger, enten med organiske kolloider eller mindre uorganiske kolloider. DGT-konsentrasjoner for de ulike vannforekomstene og RSD finnes i Tabell D.1, Vedlegg D.

Cu blir i flere publikasjoner beskrevet som å ha høy affinitet for organisk materiale (Cao et al., 1995; Lyvén et al., 2003; Van Dijk, 1971). Bindingsstyrken til Chelex-gelen har også blitt observert å være sterk (Bio-Rad Laboratories, 2004). Det vil her være et spørsmål om hvilken av disse Cu har høyest affinitet til. Som Figur 5.4.2 og Figur 5.4.3 viser blir Cu allikevel tatt opp i nokså stor grad av DGT-probene. Derimot kan det virke som kontaminering har forekommet ved begge periodene. Dette ble observert ved flere anledninger, og kan muligens ha påvirket flere av prøvene. Årsaken til kontamineringen ble ikke funnet.

Tiden DGT-probene befinner seg i vann kan være avgjørende for kontamineringen. For DGT-prøver tatt opp etter kort tid kan kontamineringen være av større betydning enn utsetting over lengre tid, fordi gjennomsnittskonsentrasjoner måles. I dette prosjektet sto DGT-probene i vannet fra omtrent 22 timer til 43 timer (Vedlegg D). Det er mulig en lengre tidsperiode ville ha gitt bedre gjennomsnittsresultater, og unngått noen av de store kontamineringene. For lang tid i vannmassene kan skape et biofilm-lag på DGT-probene, men dette har blitt vist å ta flere dager (Uher et al., 2012).

Akkumuleringen av Fe og Al ble observert å være lave, både i andre og tredje prøveperiode (Figur 5.4.2, Figur 5.4.3). Fe kan forekomme som både Fe(II) og Fe(III) i vann, der fritt $\text{Fe}(\text{OH})_3$ og Fe^{2+} er de mest stabile formene i overflatevann fra pH 5-9 (Manahan, 2010). Hvilke former som dominerer er avhengig av blant annet konsentrasjon, pH og redoksforholdene. Studier viser at Fe(III) lett kan danne kompleks med organisk materiale (Tipping et al., 2002). I tillegg er Fe ofte tilstede som Fe-hydroksid kolloider. Begge disse kan forklare fraværet av labilt Fe.

Al er også observert å ha høy affinitet til organisk materiale (Tipping et al., 2002). Al kan også finnes på små partikler. Det lave opptaket av Al på DGT-probene kan dermed skyldes dette. Derimot har det vært studier som viser usikkerheter rundt akkumuleringen av Al på Chelex-gelen. En undersøkelse gjort i 2012 viser at Chelex-100 er spesielt uegnet for å måle Al under forhold med høye pH-verdier (Panther et al., 2012). Med høyere pH (fra pH 6,1) viste Chelex-gelen liten evne til å ta opp labilt Al, og underestimerte LAI-konsentrasjonen. De målte pH-verdiene for Sætervatnet og Leirvågbekken oppstrøms viste seg å være lavere enn Demma nede

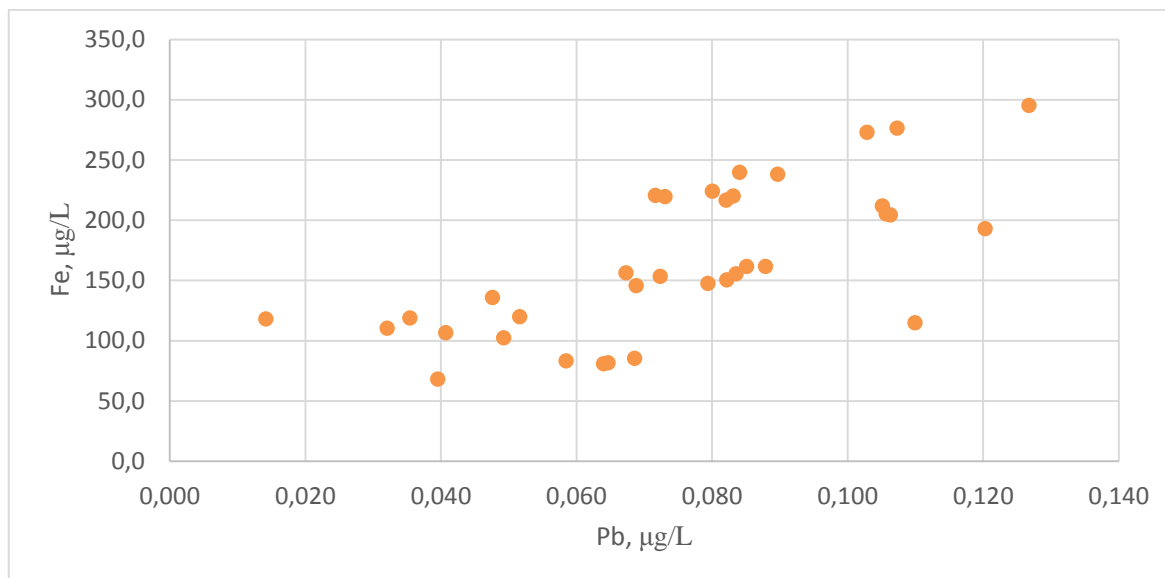
og Leirvågbekken nedstrøms (Figur 5.3.1). Likevel virker Leirvågbekken nedstrøms til å inneholde størst fraksjon av labilt Al i begge prøveperiodene (Figur 5.4.2, Figur 5.4.3), selv med de høyeste pH-verdiene. Denne verdien kan være underestimert, som beskrevet av Panther et al. (2012), og dermed inneholde enda høyere konsentrasjoner av Al. Det er mulig den høyere fraksjonen av opptak skyldes at Al i Leirvågbekken i større grad forekommer som en annen specie som er mer labil.

Det er enkelte forskjeller i de ulike prøveperiodene for opptak på DGT-probene. Det kan være mange årsaker til disse forskjellene. Endringer i vannforholdene kan være en mulig årsak. I alle vannforekomster var det mindre DOC i tredje periode sammenliknet med andre periode (Figur 5.2.2). Heller ikke kontamineringer kan sees bort fra. Signifikante forskjeller i de ulike datasettene har ikke blitt sjekket.

Tidspunktet de manuelle prøvene ble tatt på kan muligens også utgjøre en forskjell. De manuelle prøvene ble alle tatt på dagtid, mens DGT-probene akkumulerer metaller gjennom hele døgnet. Ettersom det kan forekomme svingninger i pH-verdier ved forskjellige tider på døgnet (Spencer et al., 2007), kan dette ha innvirkning på specieringen av metaller og hvor stor del som er oppløst og da også labilt.

For Pb ble det observert forskjeller i konsentrasjonene for de ulike periodene. Det ble observert lite opptak under andre prøveperiode (fra 22 % - 1,6 % av de manuelle prøver), mens i tredje prøveperiode ble en høyere prosentandel tatt opp (63 % - 34% av de manuelle prøven) (Figur 5.4.2 og Figur 5.4.3). Lyvén et al. (2003) fant at både oppløst og partikulært Pb fulgte Fe-konsentrasjonen. Både Fe og Pb har noe samme trend i periodene, spesielt i andre prøveperiode, noe som kan stemme med teorien om at Pb korrelerer med Fe.

Figur 5.4.4 viser korrelasjonen mellom Fe og Pb for undersøkelser gjort i dette prosjektet. Det har derimot blitt fjernet målinger hvor det er mistanke om Pb-forurensninger, for å kunne se om naturlig Pb og Fe har en korrelasjon. Prøver tatt i Leirvågbekken nedstrøms, alle prøver tatt ved Demma og prøver kontaminert under prøvetaking tatt med Ruttner vannhenteren ble derfor ekskludert. Figuren viser en sterk signifikant korrelasjon mellom Fe og Pb.



Figur 5.4.4: Korrelasjon mellom Fe og Pb ($R=0,70$, $p<0,05$, $n=36$)

Figur 5.4.4 bygger opp under antagelsen om korrelasjon mellom Fe og Pb som ble sett i opptaket i DGT-prøvene.

Det er mulig både temperatur og ionestyrken kan ha vært et problem under denne undersøkelsen. Studier har vist at ved lav ionestyrke i vannet kan Na^+ i gelen diffundere ut, og dermed vil det sees økt opptak av metaller på gelen (Torre et al., 2000). De undersøkte vannforekomstene ble alle kategorisert som meget bløtt vann. Sjøsalter kan også bidra. Konduktiviteten ble målt for vannforekomstene (Figur 5.2.1), og viste de høyeste verdiene i Leirvågbekken nedstrøms (24,0 mS/m, 11,0 mS/S, 19,2 mS/m) og Demma (14,3 mS/m, 12,6 mS/m, 12,6 mS/m). Sætervatnet og Leirvågbekken oppstrøms viste derimot lavere konduktivitet, med verdier mellom 6-8 mS/m (Figur 5.2.1). I verste fall viser konsentrasjonene forhøyde konsentrasjoner på grunn av de lav ionestyrke. Dette kan spesielt gjelde Sætervatnet og Leirvågbekken oppstrøms. Det ble derimot ikke sett noen spesielle trender mellom de vannforekomstene med høy konduktivitet og lav konduktivitet (Figur 5.4.2 og Figur 5.4.3).

De lave temperaturen i vannforekomstene må også nevnes. Temperaturen lå mellom 2-3 °C i vannforekomstene ved bruk av DGT-probene (Tabell D.2 og Tabell D.3). Temperaturene ble målt på dagtid, og diffusjons-koeffisientene for metallionene ble beregnet ved å korrigere for temperaturen. Lavere temperaturer på natten kan ha forekommet, og dette kan muligens ha virket inn på opptaket av metaller.

5.5 Miljøgifter

5.5.1 Tungmetallforurensninger

I vannforskriften (2006) er det et stort fokus på organiske miljøgifter. I dette prosjektet vil det bare fokuseres på tungmetallforurensninger. Kun Ni, Pb, Hg og Cd av tungmetaller står på listen over prioriterte stoffer i vannforskriften (2006), selv om det også er et fokus på andre forurensninger som er tilført i større mengder. Det er derimot ikke tilstandsklasser for disse. Det har derfor blitt valgt å klassifisere tungmetallnivået fra manuelle prøver opp mot SFT-Veileder 97:04 (Andersen et al., 1997), for å inkludere flere av tungmetallene. I dette avsnittet vil forurensningstilstanden av Cu, Zn, Cr, Cd, Hg, Pb og Ni bli undersøkt og mulige belastninger diskutert. Maksimumsverdier, minimumsverdier RSD, standardavvik og varians for alle tungmetaller finnes i Vedlegg C.

Tabell 5.5.1 viser satte tilstandsklasser for ulike tungmetaller over ulike perioder. Tilstanden er klassifisert i henhold til SFT-veileder 97:04 (Avsnitt 2.6.4, Tabell 2.6.2), tilstandsklasser for tungmetaller i vann. Konsentrasjonene er basert på et aritmetisk gjennomsnitt for hver prøvetakingsperiode. Maksimum- og minimumskonsentrasjoner, gjennomsnitt, varians, standardavvik (σ) og RSD for ulike tungmetaller er oppgitt i Vedlegg D.

Det leses fra Tabell 5.5.1 at snittverdiene for Hg var høye i første prøveperiode, men også gjennomgående for de andre prøveperiodene, med tilstandsklasser II-V, moderat forurenset til meget sterkt forurenset. Cd betegnes som moderat forurenset (tilstandsklasse II), gjennom flere prøveperioder og vannforekomster. Under første prøveperiode blir Cr betegnet i flere tilfeller som moderat forurenset (Sætervatnet, Leirvågbekken nedstrøms, Dragevassdraget, Demma nede) og ett tilfelle som markert forurenset (Melkstadvassdraget). Også enkelte tilfeller i andre og tredje prøveperiode settes Cr i tilstandsklasse II.

Enkelte vannforekomster skiller seg noe ut. Demma (både oppe og nede) har flere tungmetaller i høyere tilstandsklasser, og vurderes som moderat til markert forurensning for Cu over de tre periodene. For Demma oppe ble det også observert Pb-konsentrasjoner som tilsvarer moderat til markert forurensning. I Melkstadvassdraget ble det kun tatt prøver under første prøveperiode. Melkstadvassdraget er i motsetning til de andre vannforekomstene et brakkvann, men har likevel blitt inkludert i denne klassifiseringen. Brakkvannet betegnes som moderat forurenset av Cu og Cr. Leirvågbekken nedstrøms har en tydelig økning av tungmetaller sammenlignet med Leirvågbekken oppstrøms.

Tabell 5.5.1: Tilstandsklasser for tungmetaller i henhold til SFT-veileder 97:04. P1=24.10.14-25.10.14, P2=15.11.14-16.11.14, og P3=16.03.15-18.03.15.

		Cd µg/L	Hg µg/L	Pb µg/L	Cr µg/L	Ni µg/L	Cu µg/L	Zn µg/L
Sætervatnet	P1	0,0046	0,0036	0,078	0,209	0,184	0,305	1,70
Larsskogvatnet	P1	0,0039	0,0042	0,075	0,187	0,124	0,328	2,07
Lerivågbekken nedstrøms	P1	0,0046	0,011	0,159	0,220	0,241	2,29	5,08
Leirvågbekken oppstrøms	P1	0,0056	0,0072	0,069	0,092	0,095	0,255	1,52
Demma nede	P1	0,0051	0,017	0,184	0,353	0,392	1,08	3,25
Dragevassdraget	P1	0,0027	0,028	0,041	0,235	0,301	0,406	1,92
Lakselva	P1	<0,002	0,012	0,045	0,106	0,106	0,365	2,18
Undåsvatnet	P1	0,0072	0,010	0,064	0,199	0,230	0,410	2,18
Melkstadvassdraget	P1	0,0069	-	0,101	3,77	0,310	1,68	3,46
Sætervatnet	P2	0,0055	0,0023	0,112	0,203	0,220	0,380	2,07
Larsskogvatnet	P2	0,0053	0,0036	0,106	0,176	0,180	0,343	1,68
Lerivågbekken nedstrøms	P2	0,0043	0,0019	0,116	0,158	0,218	0,862	2,05
Leirvågbekken oppstrøms	P2	0,0044	0,0030	0,086	0,112	0,117	0,191	1,32
Demma nede	P2	0,0047	0,0034	0,225	0,295	0,385	0,939	1,95
Demma oppe	P2	0,0060	0,0037	1,262	0,225	0,335	2,07	2,64
Sætervatnet	P3	0,0066	0,0031	0,087	0,168	0,162	0,256	2,46
Larsskogvatnet	P3	0,0051	0,0064	0,120	0,210	0,131	0,445	1,89
Lerivågbekken nedstrøms	P3	0,0050	0,0025	0,060	0,098	0,168	0,623	1,46
Leirvågbekken oppstrøms	P3	0,0045	0,0035	0,038	0,049	0,066	0,120	1,82
Demma nede	P3	0,0054	0,0029	0,105	0,173	0,252	0,680	2,22
Demma oppe	P3	0,0050	0,0028	0,644	0,162	0,258	1,28	2,66
Dragevassdraget	P3	0,0051	0,0033	0,032	0,134	0,244	0,288	1,17
Lakselva	P3	0,0045	0,0049	0,052	0,116	0,091	0,190	1,37

Tilstandsklasser:

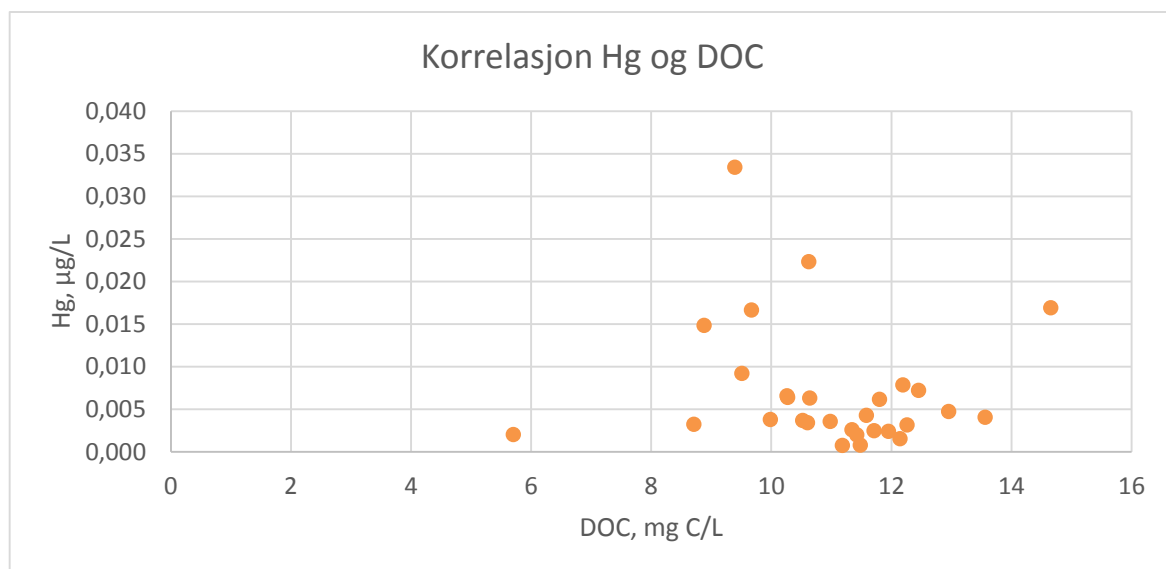
I	II	III	IV	V
Ubetydelig forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset

For både Larsskogvatnet og Sætervatnet ble det under andre prøveperiode benyttet en Ruttner vannhenter for å kunne lage dybdeprofiler av ulike elementer av vannmassene. Bruk av vannhenteren førte til kontaminering av prøvene (Avsnitt 4.4.1). Disse prøvene ble derfor ekskludert fra Tabell 5.5.1

Tabell 5.5.1 viser høyere tilstandsklasser for både Hg og Cd over flere perioder. Middelerdiene for Hg ble observert i første, andre og tredje prøveperiode å gi unaturlig høye verdier. Dette

gjelder spesielt under første prøverunde. Om dette er en aktuelle forurensninger er vanskelig å fastslå med sikkerhet. Fra Figur 5.4.1 kan det derimot se ut til at enkelte tungmetaller antagelig har blitt kontaminert av filteret som ble benyttet. Dette virker spesielt å gjelde Hg, men kan muligens forklare også Cd forurensningstilstand.

En annen mulig forklaring på Hg- og Cd-konsentrasjonene kan være økende humuskonsentrasjoner i vann. Innsjøundersøkelsen utført av Rognerud et al. (2008) viser en tendens til høyere konsentrasjoner av organisk karbon i norske ferskvann. Årsaken til mer avrenning av organisk materiale har blitt forklart med nedgang i sur nedbør (Vogt, 2005). Økt humus i vannforekomstene har også vist å kunne gi økende konsentrasjon av tungmetaller. Hg, Cd og Pb har blitt nevnt (Vogt, 2005). Dette skyldes opphoping av tungmetaller i jordsmonnet på grunn av langtransportert atmosfærisk forurensning over lengre tid. Figur 5.5.1 viser korrelasjonen mellom Hg og organisk materiale (DOC) i vannforekomstene.



Figur 5.5.1: Korrelasjon mellom Hg og DOC ($R=0,12$, $p>0,05$, $n=29$).

Figur 5.5.1 viser ingen signifikant korrelasjon mellom organisk materiale og Hg. Her er prøver fra Leirvågbekken nedstrøms, Demma og prøvene tatt med Ruttner vannhenter i Larsskogvatnet og Sætervatnet fjernet for å kunne muligens se den naturlige sammenhengen mellom Hg og DOC. Mellom Cd og DOC ble det heller ikke funnet noen signifikant korrelasjon ($R=0,07$, $p>0,05$, $n=29$). Det har blitt observert en nedgang i sur nedbør i enkelte ferskvann på Hitra fra 1997 til 2009 (Avsnitt 2.1.1). Dette gjelder derimot andre vannforekomster, og konsentrasjonene er i utgangspunktet ikke så høyt over det som er forventet fra naturlig bakgrunn. Det ble derimot påvist i enkelte av vannforekomstene høyere SO_4^* -konsentrasjoner

i dette prosjektet, men begrunnet tro viser at dette antagelig skyldes geologi, eller usikkerheter knyttet til utregninger (Avsnitt 5.3.2). Det sees dermed ingen spesiell sammenheng mellom organisk materiale og Hg/Cd. Dette fenomenet er da antagelig ikke forklaringen på de forhøyde Hg- og Cd-konsentrasjonene.

Cd har høye instrumentelle RSD-verdier. Usikkerhet kan derfor knyttes til disse resultatene og tilstandsklassene Cd har blitt ført under. De instrumentelle RSD-verdiene er generelt høye, og har en middelværdi på 28,4 %. Dette kan muligens være en forklaring på hvorfor tilstandsklassene Cd i mange tilfeller har blitt karakterisert som moderat forurenset. Også RSD-verdiene for Ni og Hg er høye. For Ni er RSD på 10 %, og for Hg på 8,6 %. Dette kan utgjøre en forskjell for fastsettelse av tilstandsklasse, der utfallet kan gå begge veier.

Det har blitt benyttet et aritmetisk gjennomsnitt som klassifiseringsgrunnlag, i henhold til SFT-veileder 97:04 (Andersen et al., 1997). Et gjennomsnitt kan derimot utelate viktig informasjon om høye konsentrasjoner. Miljøgifter som settes som klasse IV og V har kjente effekter på økosystemet (Andersen et al., 1997). Et snitt av flere målinger gjort over flere dager kan gjøre hendelser med forhøyde konsentrasjoner mindre synlige, noe som er uheldig. Likevel har det blitt valgt å følge denne anbefalingen, men for så å eventuelt kommentere høye enkeltverdier.

Et annet problem med å fastsette tilstandsklasser er avvik mellom ulike prøver. Her kan middelværdier nært klassegrenser være et problem når det skal bedømmes hvilken tilstandsklasse som gjelder for parameteren. Dette gjelder både for tungmetaller og andre parametere som skal settes opp mot tilstandsklasser. Dersom standardavviket av prøvene er stort kan fordelingen overlappe flere tilstandsklasser, og dermed kan klassifiseringen være usikker (Direktoratsgruppa for vanndirektivet, 2009).

Følgende del gir en vurdering av forurensningstilstanden av hver enkelt vannforekomst, sett i lys av SFT-Veileder 97:04. Beskrivelsene baserer seg kun på resultater fra Tabell 5.5.1. For noen av disse vannforekomstene ble også DGT-prober satt ut for å undersøke den labile konsentrasjonen av enkelte metaller. Resultater fra denne undersøkelsen finnes i Avsnitt 5.4.2. Konsentrasjonene av Cd og Hg er diskutert tidligere i dette avsnittet, og på grunn av mye usikkerheter rundt disse, vil de ikke være med i diskusjonen under for hver vannforekomst.

Sætervatnet:

Det ble i to av periodene observert Cr-konsentrasjoner innenfor tilstandsklassen moderat forurenset (II) (0,209 µg/L og 0,203 µg/L). Konsentrasjonene er derimot nært klassegrensen for tilstandsklasse I, på 0,20 µg/L, og det ble observert avvik mellom prøvene som også overlapper tilstandsklasse I. I Norge ser Cr ut til å være bestemt i stor grad av berggrunnen. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006 (Rognerud et al., 2008) viser at vannforekomster også kan bli påvirket av langtransportert forurensning, men Trøndelagsområdene er mindre utsatt. Høye konsentrasjoner av Cr finnes blant annet i flomsedimenter i Trøndelag (Ottesen et al., 2000), og skyldes naturlige forekomster i berggrunnen. Dette kan forklare hvorfor Cr-nivåene i ferskvannene Sætervatnet, Larsskogvatnet og Undåsvatnet er noe høyere enn forventet. Det ble benyttet båt for å ta prøver i disse vannforekomstene, noe som kan ha hatt innvirkning på resultatene.

Mulige belastninger i nærheter som kan påvirke vannforekomsten med tungmetaller er få. Et par kilometer unna ligger Hitra Motorsportsenter på Neverlia. Det har ikke blitt gjort spesielle undersøkelser i forbindelse med nedbørsfelt av ulike vannforekomsten. Fra kart kan det derimot observeres at en av innløpsbekkene til Sætervatnet kommer fra området rundt anlegget (Kartverket, u.å.). En enkelt måling tatt på nedsiden av Hitra Motorsportsenter viste Cr-konsentrasjon på 0,381 µg/L, som tilsvarer moderat forurensning. Cu ble også betegnet som moderat forurenset (1,28 µg/L). Dette ligger derimot et stykke unna Sætervatnet og forurensningene er ikke betydelige. Også tatt i betraktning, i Larsskogvatnet og Undåsvatnet ble det observert omtrent de samme konsentrasjonene av Cr (Tabell 5.5.1).

For de andre tungmetallene ble Sætervatnet observert å være ubetydelig forurenset av, og den kjemiske tilstanden for tungmetaller er generelt god. Vannforekomsten viser lave konsentrasjoner for Pb, Ni, Cu og Zn, og miljøtilstanden er betegnet som ubetydelig forurenset (I). Belastninger i nærheten blir antatt å være små.

Larsskogvatnet:

Larsskogvatnet betegnes, i likhet med Sætervatnet, som ubetydelig forurenset. Cr-konsentrasjonene er, i likhet med Sætervatnet og Undåsvatnet, rundt klassegrensen til tilstandsklasse II (Tabell 5.5.1). Det sees ingen spesielle belastninger i nærheten.

Leirvågbekken nedstrøms:

Konsentrasjonene for enkelte tungmetaller målt i Leirvågbekken nedstrøms viser variasjoner fra de ulike periodene. Det ble under første prøverunde observert de høyeste forurensningene, men det ble her kun tatt en prøve. Cu betegnes som markert forurensset (tilstandsklasse III), Zn og Cr som moderat forurensset (tilstandsklasse II). For andre og tredje prøveperiode er det kun Cu som skiller seg ut og plasseres i begge periodene i tilstandsklasse II.

Sammenligning av Leirvågbekken oppstrøms og Leirvågbekken nedstrøms viser en sterk prosentvis økning i tungmetallene (Tabell 5.5.1) (Hg og Cd er her ikke sammenlignet). Bekken har altså antagelig blir påvirket av antropogen forurensning.

Belastningen er vanskelig å bestemme, men det er antakelig en virkning av diffuse forurensninger. Dette er den vannforekomsten med mest bebyggelse i området, og lokaliteten ligger rett nedenfor en vei. Avrenning fra Miljøstasjonen kan heller ikke utelukkes. Med mer menneskelig aktivitet er det derfor ikke uventet å kunne observere høyere tungmetallkonsentrasjonen. Selv om det sees en økning av tungmetallkonsentrasjonen nedover elva, er generelt sett konsentrasjonene innenfor klassifiseringen som ubetydelig forurensset (tilstandsklasse I), med Cu som et unntak (tilstandsklasse II/III). På grunn av de relativt høye Cu-konsentrasjoner kan den kjemiske tilstanden ansees som moderat/markert forurensset. Cu er derimot ikke på listen over de prioriterte stoffene for vannforskriften (2006).

Leirvågbekken oppstrøms:

Ut fra de enkelte konsentrasjonene av tungmetaller som ble undersøkt virker Leirvågbekken oppstrøms til å være ubetydelig forurensset over alle periodene. Stedet ligger ovenfor miljøstasjonen, men ingen spesielle belastninger ser ut til å påvirke lokaliteten.

Demma:

Det ble foretatt prøvetaking både rett nedenfor skytebanen (Demma oppe) og noen hundre meter nedenfor (Demma nede). I første prøveperiode i Demma nede betegnes Cr og Cu som moderat forurensset (tilstandsklasse II). Pb og Ni observeres også høyere konsentrasjoner, men befinner seg i tilstandsklasse I. Under andre prøveperiode er trenden lik. Under tredje prøveperiode observeres Cu som fortsatt moderat forurensset (tilstandsklasse II).

Demma oppe har klare påvirkninger av Pb og Cu i begge periodene som ble undersøkt, med Pb i tilstandsklasse II og III og Cu i tilstandsklasse II i begge perioder. Høyere konsentrasjoner av Zn ble også observert. For Cu (ikke på listen av prioriterte stoffer for vannforskriften (2006)) kan den kjemiske tilstanden ansees som moderat/markert forurenset. Det samme gjelder for Pb.

Metaller fra ammunisjonsrester kan lekke til nærliggende jord og videre ned i vann. Typisk avrenning fra skytebaner er Pb, Cu, Zn og antimon (Sb). Konklusjoner gjort av Forsvarets Forsknings Institutt (FFI) viser at verste utfall for blandinger fra skytebaner er mest sannsynlig en additiv effekt (Voie & Mariussen, 2010).

En additiv effekt av konsentrasjonene som er observert i Demma vil kunne være skadelig for det akvatiske liv. Derimot er det en rekke faktorer som påvirker den labile konsentrasjonen, som kan vurderes i henhold til vannforskriften (2006) (se Avsnitt 5.5.2). Demma karakteriseres med høye DOC-konsentrasjoner (14,7 mg C/L, 13,3 mg C/L) (Vedlegg E) og relativt høye konsentrasjoner av Ca og Mg (Vedlegg B). Humusstoffer har høy kapasitet for metalladsorpsjon, og vil kunne gjøre Pb og andre metaller mindre biotilgjengelige og dermed mindre farlige (Voie & Mariussen, 2010). Dette viser også resultater fra DGT-prober for Demma nedstrøms, der kun en liten fraksjon av tungmetallene ble observert til å være biotilgjengelige (Avsnitt 5.4.2).

Skytebanen er mest sannsynlig belastning og har antagelig påvirket vannmassene som renner gjennom området og ut mot kysten. Biotilgjengeligheten av Pb ble derimot observert til å være mindre.

Dragevassdraget:

Vassdraget ble observert generelt sett som ubetydelig forurenset, med kun et tilfelle av Cr i tilstandsklasse II. Dragevassdraget ble tatt prøver av over to perioder. Selv om det er plassert metallskrap ved det gamle settefiskanlegg og brakklagte oppdrettsanlegget rett i nærheten, sees det ingen store tungmetallbelastninger som virker inn på vassdraget.

Lakselva:

Ut fra de enkelte konsentrasjonene av tungmetaller som ble undersøkt virker Lakselva til å være ubetydelig forurenset over alle periodene. Ingen klare belastninger ble observert for elven. Derimot skal det settes i gang et arbeid med å forsterke dagens bru/kulvert over Lakselva, hvor Fv. 714 passerer (Rønningen, 2015).

Undåsvatnet:

Undåsvatnet ble observert å være ubetydelig forurenset med hensyn til de enkelte utvalgte tungmetallene. Cr (0,199 µg/L) ble observert nært tilstandsklasse II (0,2 µg/L).

Melkstadvassdraget:

Det ble tatt prøver i Melkstadvassdraget for å undersøke eventuelle tungmetallforurensninger, med tanke på oppdrettsanlegg i nærheten. Det har tidligere blitt gjort undersøkelser for eventuelle tungmetallforurensninger fra oppdrettsanlegg. En undersøkelse gjort i 2014 viste noe forhøyde konsentrasjoner av Cu og Zn (Falk, 2014).

Både Cr og Cu betegnes som markert forurenset, tilstandsklasse III, etter SFT-veileder 97:04. Brakkvannet var derimot grunt, og det er ikke uvanlig med høyere verdier av både Cu og Cr i sedimenter (Bakke et al., 2007). Dette kan muligens forklare verdiene. Melkstadvassdraget er i motsetning til de andre undersøkte vannforekomstene et brakkvann. Tilstandsklasser beskrevet i for kystvann i Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder (Arp et al., 2014) viser at Cu betegnes som bakgrunnsverdi, klasse I. Cr klassifiseres som klasse II. Med tanke på vannets dybde tyder ikke konsentrasjonen i brakkvannet på at vannforekomsten er spesielt belastet av tungmetallforurensninger. Det ble dog kun tatt prøver under første prøveperiode.

5.5.2 Vurdering av SFT-veileder 97:04

Å se på toksisiteten av tungmetaller i akvatiske miljø er et komplekst fenomen, der det både bør vurderes hvilke interaksjoner metallene har mellom hverandre og miljøet de foreligger i. Tilstandsklassene i SFT-veileder 97:04 har verbale merkelapper som «ubetydelig forurenset», «moderat forurenset», «markert forurenset» osv. Ifølge SFT-veileder 97:04 er derimot tilstandsklasse II-IV basert både på effekter (helseisiko) og deres utbredelse i norske vannforekomster, i en og samme tabell (Andersen et al., 1997). Dette kan være noe misvisende og uhensiktsmessig. Forurensningsgraden sier ikke nødvendigvis hvilke effekter det har på det akvatiske miljøet, som kanskje er det viktigste. Nyere veiledere har blitt laget for klassifisering av metaller, som Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter (Bakke et al., 2007). Denne er i større grad basert på risiko for økologiske effekter, og vurderer skader på levende organismer.

Det er en stund siden SFT-veileder 97:04 ble utarbeidet, og den er dermed ikke opplagt at denne er oppdatert på ny kunnskap på feltet. Veilederen tar ikke hensyn til additive- eller synergiske effekter av tungmetallene. Selv om mange av enkeltkonsentrasjonene ikke tilsier fare for det akvatiske miljøet, kan en sammensetning av disse gi skader over lengre tid.

SFT-veileder 97:04 tar ikke spesielt hensyn til biotilgjengelighet, som er koblingen mellom konsentrasjonene og mulig effekt. Det står derimot forklart i ett avsnitt at skader tungmetaller kan gjøre avhenger av stoffenes biotilgjengelighet, og at denne varierer med innhold av partikulært materiale, organisk karbon, pH og vannets hardhet (Andersen et al., 1997). Hvordan dette skal vurderes er derimot ikke forklart videre.

Ifølge vannforskriften (2006) skal konsentrasjoner for metallene Cd, Pb, Hg og Ni bestemmes ved å se på den oppløste fasen. Konsentrasjonene kan imidlertid ta hensyn til spesielt to forhold: de naturlige bakgrunnskonsentrasjonene av metallene og vannets hardhet, pH eller andre kvalitetsparametere som påvirker biotilgjengeligheten. Dette er blant annet bedre definert for Cd, der klassegrenser er satt etter hardhet i vann. Nylig har det blitt sendt ut en høring av Miljødirektoratet for eventuelle endringer av vannforskriften, der biotilgjengeligheten blir tatt opp. Her har det kommet forslag om å også inkludere følgende i forskriften:

«Den biotilgjengelige konsentrasjonen bestemmes ut fra egnede modeller for biotilgjengeligheten» (*Høring om endring i vannforskriften (2014/6785)*, 2014)

Hvordan dette skal utføres står det ikke forklart, men om dette blir vedtatt bør det lages en veiledning på hvordan en slike modeller kan brukes. Forslaget går også ut på å inkludere løst organisk karbon som en av parameterne som kan tas hensyn når konsentrasjonene bestemmes.

Det er viktig å kunne skille den reelle biotilgjengeligheten og den operasjonelle oppløste konsentrasjonen. På Hitra er det en rekke faktorer som vil påvirke biotilgjengeligheten av tungmetaller, der mange av disse har blitt diskutert tidligere. Blant annet er det høye konsentrasjoner av DOC, som virker å være viktig for biotilgjengeligheten av tungmetaller i vannforekomstene. Alle undersøkte vann ble karakterisert som bløtt vann, noe som kan gjøre enkelte tungmetallene mer biotilgjengelige for akvatiske organismer. Hitra har også høye Cl⁻ konsentrasjoner i vannforekomstene. Cl⁻ kan danne komplekser med metaller og gjøre dem mindre biotilgjengelige. Dette baserer seg derimot på forenklete modeller, og ulike metaller har ulike egenskaper i vann. Forskjellig i de akvatiske organismer vil også avgjøre hvilke hovedfaktorer som avgjør metalloptak.

Fordelen med SFT-veileder 97:04 er at den er enkel å benytte seg av, og at få ressurser kreves for å kunne identifisere forurensningsgraden. Arbeidet med vannforskriften (2006) kan derimot sees som en forbedring ettersom biotilgjengeligheten i større grad blir implementert. Og det kan nå også bli i større grad bli utarbeidet og benyttet egnede modeller for å forutsi biotilgjengeligheten.

Biotisk ligandmodell er en av modellene som i økt grad har blitt benyttet i Europa, spesielt etter innføringen av EUs vanddirektiv (Cousins et al., 2009). Den er utviklet for kunne estimere risikoer av tungmetaller ved å ta hensyn til fysisk-kjemiske forhold. Slike undersøkelser vil dog kreve større ressurser sammenlignet med å bruke en SFT-veileder 97:04. Modellen skal fungere så aktuelle parametere blir benyttet for å kunne regne ut biotilgjengelige konsentrasjoner. Vannkjemien i norske vannforekomster kjennetegnes med lave konsentrasjoner av oppløste ioner på grunn av forvittringsresistent berggrunn samt tynt jordsmonn (Skjelkvåle et al., 1997). Dette gir lavere konsentrasjoner av Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ og HCO_3^- . Spesielt de lave Ca-konsentrasjonene har gjort at biotisk ligandmodell har blitt karakterisert som unøyaktig for mange vannforekomster i Skandinavia (Cousins et al., 2009). Videre arbeid med å utvikle passende modeller i Norge er derfor viktig.

5.6 Egnethet som råvann

Tabell 5.6.1 viser en fremstilling av resultatene for Sætervatnet og Larsskogvatnet, sett opp mot klassifisering av egnethet av overflatevann til drikkevannsforsyning (Solheim et al., 2008). De ulike klassifiseringene er beskrevet i Avsnitt 2.3.2. Tabell 5.6.1 viser at pH-verdiene både i Larsskogvatnet og Sætervatnet er i underkant lave når det gjelder egnethet som drikkevann. Både Larsskogvatnet og Sætervatnet har verdier som tilsvarende egnet (1 stk) og mindre egnet (2 stk) av pH-målingene. Turbiditeten ble målt i første og siste prøveperiode, og kan klassifiseres som egnet eller godt egnet. Konduktiviteten ble observert innenfor klassifiseringen godt egnet. Fe-konsentrasjonene er noe høye, og er klassifisert som egnet, men med en prøveperiode som mindre egnet. Mn-konsentrasjonene er gjennom alle periodene lave, og betegnes som godt egnet. Av Al-verdiene er det en verdi som betegnes som uegnet, de resterende er egnet. DOC-konsentrasjonene ble observert rundt 11 mg C/L for begge vannforekomstene.

Tabell 5.6.1 Egnethet av råvannskilde Sætervatnet og Larsskogvatnet som drikkevann. P1=24.10.14-25.10.14, P2= 15.11.14-16.11.14, og P3= 16.03.15-18.03.15.

Parameter	Benevning	Larsskogvatnet			Sætervatnet		
		P1	P2	P3	P1	P2	P3
pH*	pH-enhet	5,98	5,80	6,15	6,04	5,64	5,57
Turbiditet	FNU	1,10	-	1,26	1,30	-	0,595
Konduktivitet	mS/m	8,72	8,26	7,92	8,15	7,94	7,22
Fe	µg/l	152	211	193,1	221	337	239
Mn	µg/l	9,73	8,16	7,47	10,1	13,6	12,6
Al	µg/l	116	151	246	162	182	162
DOC	Mg C/L	10,7	11,6	10,3	11,8	11,1	9,98

*Grenseverdier for pH i innsjøer gjelder laveste verdi. Resten av verdiene er basert på det aritmetisk gjennomsnittet.

Egnethetsklasser:

Godt egnet	Egnet	Mindre egnet	Ikke egnet
-------------------	--------------	---------------------	-------------------

Larsskogvatnet og Sætervatnet er begge kalkfattige og sterkt humuspåvirket. Humuspåvirkningen har gjort at råvannskvaliteten på Hitra tidligere har blitt karakterisert som dårlig (Trøan, 2014). drikkevannsforskriften (2001) har satt en grenseverdi for TOC på 5 mg C/L ut fra anlegget. Høye verdier av humus kan gi ulemper som: smak og lukt, farge, biprodukter ved klorering og redusert effekt av desinfisering (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c). Lukt, smak og farge ble ikke vurdert i denne undersøkelsen. Rensetrinn for å fjerne humus virker å være nødvendig.

Under prøvetakingen ble det tatt DOC-prøver, som kun er en fraksjon av TOC. TOC-målinger kan forventes å ha enda høyere konsentrasjoner. Verdiene i Larsskogvatnet og Sætervatnet er relativt like, og viser høye konsentrasjoner av DOC. I Sætervatnet og Larsskogvatnet det mulig avrenning fra myrområder kan forklare de høye DOC-verdiene. I vann som er påvirket av mye organisk karbon er organiske anioner viktige bidrag, og kan føre til at innsjøen blir sur (Rognerud et al., 2008). Dette er den antagelig årsaken til de lave pH-verdiene i begge vannforekomstene. De laveste pH-verdiene som ble observert i Sætervatnet i henholdsvis første, andre og tredje prøveperiode var: 6,04, 5,64 og 5,57. For Larsskogvatnet var de laveste observerte pH-verdiene 5,98, 5,80, 6,15 (Tabell 5.6.1).

SUVA₂₅₄-nivået i prøvene som ble tatt for Larsskogvatnet og Sætervatnet viser høyt innhold av aromatiske forbindelser (Vedlegg E). Dette betyr i virkeligheten at nivået gir informasjon om

humusstoffer. Larsskogvatnet hadde verdier gjennomsnittverdier på $4,23 \text{ m}^{-1}\text{mg}^{-1}$, $3,09 \text{ m}^{-1}\text{mg}^{-1}$, $3,79 \text{ m}^{-1}\text{mg}^{-1}$ i de tre prøveperiodene, mens Sætervatnet hadde $3,69 \text{ m}^{-1}\text{mg}^{-1}$, $3,00 \text{ m}^{-1}\text{mg}^{-1}$, $3,83 \text{ m}^{-1}\text{mg}^{-1}$ (Vedlegg E). Høyt nivå av aromatiske humusstoffer i råvann kan gi komplikasjoner i form av kloreringsbiprodukter (Avsnitt 2.5). Et høy SUVA-nivå ($3\text{-}4 \text{ L m}^{-1}\text{mg}^{-1}$) indikerer også god koagulerbarhet av vannet (Edzwald & Tobiason, 1999). Renseanleggene Hitra kommune benytter seg i dag derimot av membranfiltrering i de anleggene som finnes for å fjerne humus og desinfeksjon med ultrafiolett lys (Trøan, 2014).

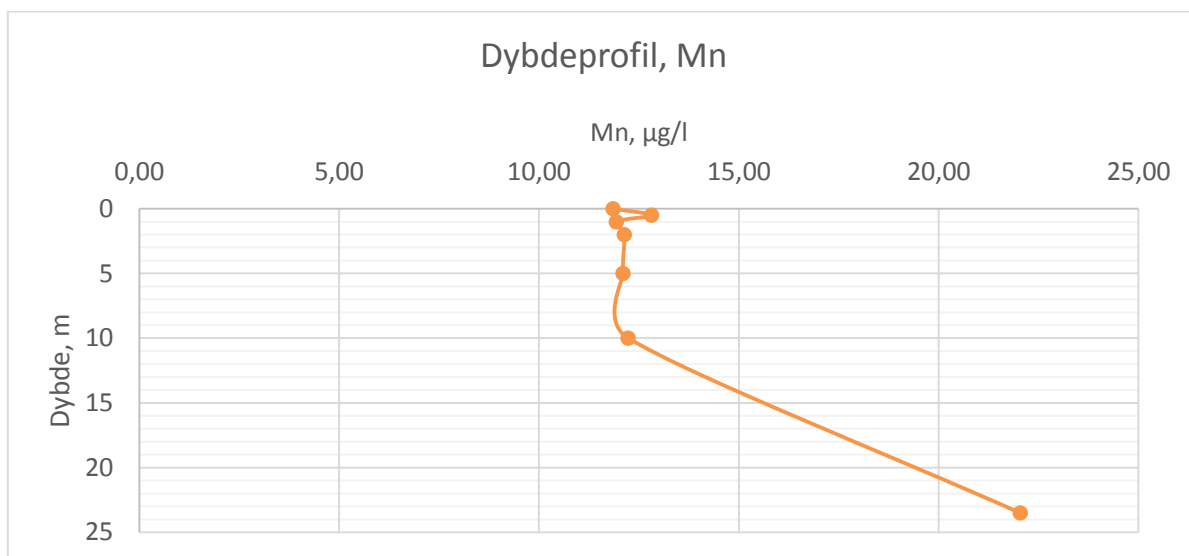
Konsentrasjon av Ca er lave både for Larsskogvatnet og Sætervatnet (Vedlegg B). Konsentrasjonene for Sætervatnet og Larsskogvatnet ligger rundt $1,2 \text{ mg/L}$. Selv om drikkevannsforskriften (2001) ikke har noen grenseverdi for Ca vil lave verdier kunne skape korrosjonsproblemer. Korrosivitet i rør kan forekomme i sure og ionefattige vann. Dermed benyttes konduktivitet og pH som for å gi informasjon om korrosivitet. Vannforekomster med høyt innhold av Cl^- og SO_4^{2-} kan også øke korrosjonen (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). Både Sætervatnet og Larsskogvatnet er påvirket av marine bidrag, og vil dermed inneholde høyere konsentrasjoner av SO_4^{2-} og Cl^- (Vedlegg B). Begge konsentrasjonene er likevel langt under grensen satt av drikkevannsforskriften (2001) på 200 mg/L Cl^- og $100 \text{ mg/L SO}_4^{2-}$.

Konduktiviteten i Sætervatnet og Larsskogvatnet beskrives som godt egnet, og er ut i fra resultatene noe høyere i Larsskogvatnet enn i Sætervatnet (Tabell 5.6.1). Gjennomsnittsmålingene gjort i Vedlegg B viser at Larsskogvatnet har høyere konsentrasjoner for både Cl^- og Na^+ sammenlignet med Sætervatnet (Vedlegg B). Det er også høyere konsentrasjoner for Mg. Dette forklarer mulig den høyere konduktiviteten i Larsskogvatnet, ettersom Ca-konsentrasjonene er ganske like i begge vannforekomster. Korrelasjoner mellom konduktivitet og ulike ioner finnes i Vedlegg H, Tabell H.1.

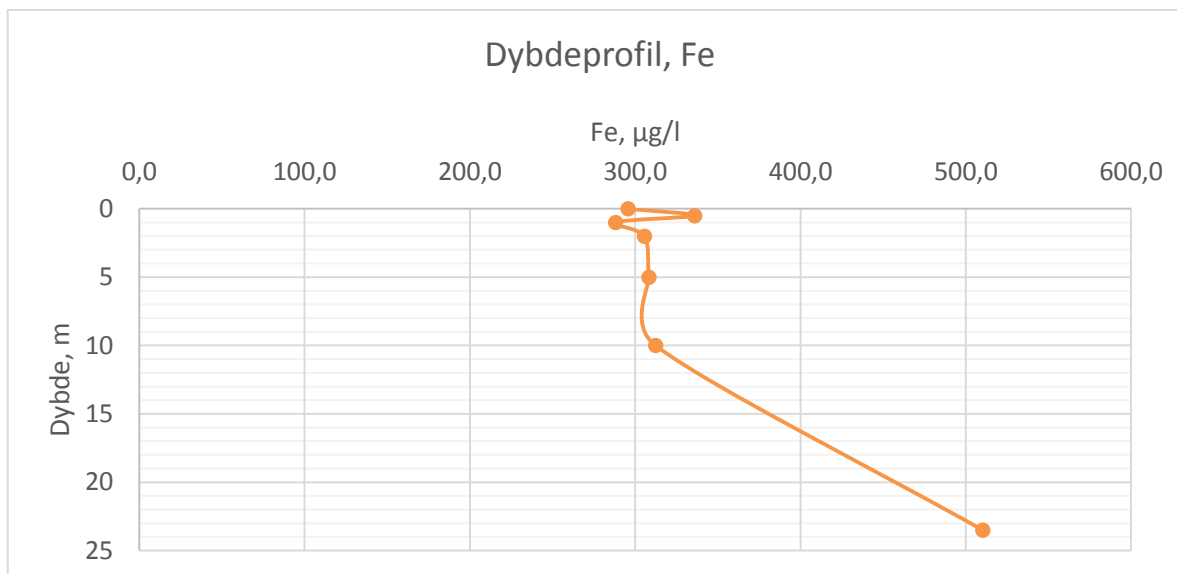
Vannforekomstene observeres i utgangspunktet å være lite påvirket, med lave konsentrasjoner av tungmetaller (Tabell 5.5.1). Tungmetaller sett i lys av SFT-veileder 97:04 viser derimot at enkelte verdier av Cr betegnes som moderat forurenset (tilstandsklasse II). Grenseverdien for Cr i drikkevann ligger ifølge drikkevannsforskriften (2001) på $50 \mu\text{g/L}$, og gjelder for Cr totalt (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a). De oppløste Cr-konsentrasjonene er betydelig lavere enn dette. Tungmetallnivået i råvann utgjør er vanligvis ikke store problemer i norske vann. Faren for tungmetaller er oftere på grunn av korrosjon av armatur.

For begge vannforekomstene ble det observert relativt høye Fe-konsentrasjoner, spesielt i Sætervatnet. Nedbørsfeltet kan her spille en rolle. I myrområder kan både Fe og Mn bli frigjort der redokspotensialet er lavt, så Mn^{4+} reduseres til Mn^{2+} og Fe^{3+} reduseres til Fe^{2+} (Rognerud et al., 2008). Hitra har store myrområder, og andre råvannskilder på Hitra påvirkes av utvasking av myrvann ved regnskyll (Trøan, 2014). Dette kan være en årsak til de relativt høye konsentrasjonene av Fe. Mn-konsentrasjonene er derimot lave, og betegnes som godt egnet. Under andre prøveperiode, 15.11.14-16.11.14, ble det utført en dybdemåling for å undersøke endringer nedover vannsøylen.

Figur 5.6.1 og Figur 5.6.2 viser dybdeprofiler for Sætervatnet for henholdsvis Mn og Fe. Figurene viser dybde (m) på y-aksen, med 0 meter øverst, og konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$) langs x-aksen. En Ruttner vannhenter ble benyttet for analysen. Figur 5.6.1 og Figur 5.6.2 viser en nokså stabil konsentrasjon av Mn og Fe ned til omtrent 10 meter. Verdiene for Fe i det øverste laget var målt på rundt $300 \mu\text{g/L}$ og for Mn på rundt $12 \mu\text{g/L}$. Deretter ble det observert en tydelig konsentrasjonsøkning for begge metallene. For Fe ble det ved 23,5 meter observert en konsentrasjon på $510,2 \mu\text{g/L}$, og for Mn ble det observert en konsentrasjon på $22,04 \mu\text{g/L}$.



Figur 5.6.1: Dybdeprofil for Mn i Sætervatnet



Figur 5.6.2: Dybdeprofil for Fe i Sætervatnet

Ut fra dybdeprofilene gjort i Sætervatnet kan det observeres at Fe og Mn oppfører seg likt. Fe har blitt funnet å positiv korrelasjon med Mn i norske vann (Flaten, 1991). Statistisk signifikant korrelasjon ble også funnet mellom Fe og Mn under denne undersøkelsen (Tabell H.2). Til vanlig er Fe og Mn vannuløselige i normale oksygenforhold i vann (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a).

Det ble kun tatt en vannprøve på 23,5 meter, men av denne ble det observert en tydelig konsentrasjonsøkning for både Fe og Mn sammenlignet med den øverste delen av vannforekomsten. De høye konsentrasjonene har antagelig en sammenheng med den relativt lave pH-verdien (fra pH 5,82 på overflaten til pH 5,64 på 23,5 meter) og mulige anaerobe, reduserende forhold. I dype vann kan nedbrytningen av organisk materiale gjøre at oksygenet blir så godt som oppbrukt. Om det er temperaturforskjeller i vannforekomsten kan dette hindre ulike lag i å blander seg, og nytt oksygen hindres i å bli tilført det nederste laget. Dette kan føre til dannelse av en oksisk-anoksisk grense hvor Fe og Mn reduseres og går i løsning som Fe^{2+} og Mn^{2+} (Stumm & Morgan, 1996). Spesielt Fe og Mn i sediment-overflaten vil under disse anaerobe forholdene reduseres og gå i løsning på grunn av mangel på oksygen under nedbrytning av organisk materiale (Kohl & Medlar, 2007). Redokspotensialet ble ikke målt under denne undersøkelsen, men ut fra resultatene er det mulig reduserende forhold er forklaring på økningen av Fe og Mn. Humusrike vann, som både Larsskogvatnet og Sætervatnet kan karakteriseres som, vil ha stor nedbrytning av organisk materiale, og dermed kan det skapes reduserende forhold om vannet er dypt nok.

Fe og Mn vil reduseres ved ulike reduksjonsforhold og pH-verdier. Med synkende redokspotensiale vil Mn være det første elementet som kommer i løsning, og deretter Fe og P. Assosiasjonen mellom Fe og P er godt etablert, og reduksjonen av Fe^{3+} til Fe^{2+} kan resultere i at P kommer i løsning (Chapman, 1992). Denne trenden ble ikke observert for P i denne målingen.

Dybdemålingen ble utført i midten av november. Temperaturmålingene viser at det var noe kaldere fra 10 til 23,5 meter (fra 4,8, til 4,5). Temperaturen ble derimot målt da prøvene ble tatt opp, og kan derfor ha endret seg. Etter en høstsirkulasjon vil vannmassene være mer uniforme (Manahan, 2010). Oksygenmetningen vil da være høyere gjennom hele vannsøylen, og denne store konsentrasjonsforskjellen ville kanskje ikke vært like tydelig. På grunn av de høye konsentrasjonsforskjellene for både Fe og Mn fra 10 til 23,5 meter er kan det antas at høstsirkulasjonen ikke er i gang for fullt eller at det er en stund siden sirkulasjonen har skjedd.

Larsskogvatnet hadde konsentrasjoner av Fe og Mn som var nokså konstante gjennom hele vannprofilen. Det var ikke store variasjoner, så snittverdiene i Tabell 5.6.1 viser omtrentlige verdier for konsentrasjonene nedover alle dyp. Larsskogvatnet er derimot en grunnere vannforekomst, med største dyp på 16 meter, og dybdeprofilen ble tatt for kun 0-10 meter. Grunnere vann vil lettere kunne blandes under høst- eller vårsirkulasjoner (Manahan, 2010), og en oksisk-anoksisk grensen vil være mindre sannsynlig, noe som kan være tilfellet for Larsskogvatnet.

Grenseverdien for Fe i drikkevann er satt til 200 $\mu\text{g/l}$ og for Mn skal konsentrasjonen være under 50 $\mu\text{g/l}$ (drikkevannsforskriften, 2001). Råvann kan derimot inneholde mer, og kan fjernes ved blant annet oksygenetilsetning og filtrering (Gray, 1994). Fe^{2+} som forekommer i reduserende vannforekomster vil ved eksponering av atmosfærisk oksygen øke pE og $\text{Fe}(\text{OH})_3$ felles.

DOC-konsentrasjonene i de ulike lagene viste relativt like konsentrasjoner fra 0 – 10 meter, både for Larsskogvatnet og Sætervatnet. Begge ble observert å ha verdier rundt 11 mg/L. Fra 10 meter og ned til 23,5 meter ble det for Sætervatnet observert en nedgang i DOC, fra 11,29 mg/L C til 9,36 mg/L C. Dette kan skyldes nedbrytning av organisk materiale fra kilder utenfor selve vannforekomsten. Lagdeling, som beskrevet tidligere, kan hindre noe av det organiske materialet i å sirkulere i de nederste massene.

6 Konklusjoner

Åtte ulike vannforekomster på øya Hitra, Sør-Trøndelag, har blitt kjemisk kartlagt og karakterisert. Denne masteroppgaven hadde som mål å undersøke vannforekomstenes miljøtilstand ved å benytte seg av ulike miljøkvalitetsstandarder. Både naturlige og antropogene påvirkninger har blitt undersøkt, og det har i enkelte tilfeller blitt diskutert hvordan disse har virket inn på vannkjemien. Hovedfokuset har vært på tungmetallforurensninger, spesieringsstudier, sjøsaltepisoder, forsuring og humuspåvirkninger. I tillegg ble det undersøkt en eksisterende drikkevannskilde og en mulig råvannskilde. Undersøkelsene ble gjort over tre perioder, oktober 2014, november 2015 og mars 2015, og vil kunne være et bidrag for videre arbeidet tilknyttet mål satt av vannforskriften.

SFT-veileder 97:04 ble benyttet til å forutsi forurensningstilstanden av utvalgte tungmetaller. Belastningen av tungmetallforurensningen ble observert å være lav i de fleste undersøkte vannforekomstene. Det ble likevel observert høyere konsentrasjoner ved Demma (Cu og Pb) og Leirvågbekken nedstrøms (Cu) over flere perioder. Mulig kontaminering i filter som ble benyttet kan forklare funn av høye konsentrasjoner av Hg, og muligens Cd. En stor fraksjon av de fleste undersøkte metallene viste seg å være i oppløst fase. DGT-prøver ble satt ut i enkelte vannforekomster for å se på den biotilgjengelige fraksjonen av enkelte metaller. Resultatene viste at en større del av metallene var lite biotilgjengelige. Årsaken til dette kan være de høye konsentrasjonene av DOC som ble påvist i vannforekomstene.

Vannforekomstene var alle humøse og karakteriseres som svært bløtt vann. Det ble observert sterk sjøsaltpåvirkning, med høye verdier av Cl⁻. Mulige sjøsaltepisoder, indikert med negativ Na⁺-verdier, ble funnet i mange vannforekomster over flere perioder i denne undersøkelsen. Det kan derimot forekomme feil i slike utregninger. Mulige effekter kan være mer avrenning av H⁺ og Al³⁺. pH-verdiene i vannforekomstene var svakt sur til nøytral. De lave pH-verdiene er antagelig grunnet det høye innholdet av organiske syrer i form av humusstoffer. Påvirkning av SO₄²⁻ ble påvist høy enkelte steder, men det kan tyde på at disse verdiene skyldes geologiske forhold eller usikkerhet i beregninger grunnet høye marine bidrag. Det var derfor vanskelig å kunne si sikkert hvor påvirket vannforekomstene var. Bufferkapasiteten ble undersøkt for fire lokaliteter, og observert til å være lav for to av disse, Lakselva og Leirvågbekken oppstrøms. Disse kan være følsomme for eventuelle forsuringer. LAI ble observert til å være lav i de vannforekomstene undersøkt med DGT-prøver.

Undersøkelse av råvannskilden Larsskogvatnet og mulig råvannskilde Sætervatnet ble gjort. Det ble for begge vannforekomstene observert pH-verdier som betegnes som mindre egnet og høye DOC-konsentrasjoner. I Sætervatnet var det en økning av både Mn og Fe nedover vannsøylen, noe som kan skyldes lagdeling i vannforekomsten og reduserende forhold i de nederste lagene.

7 Forslag til videre arbeid

Videre arbeid må gjøres med undersøkelser og karakterisering av vannforekomster, både på Hitra og i resten av landet. Vannforekomstene viste generelt sett liten påvirkning av tungmetallforurensning, selv om det var moderate/markerte forurensninger av enkelte tungmetaller i Demma og Leirvågbekken nede. En oppfølging av disse vannforekomstene bør vurderes. Studier av sjøsaltepisoder og humuspåvirkning kan være interessant å undersøke videre på Hitra. Samt videre arbeid med å undersøke anadrome vassdrag.

For å kunne nå vannforskriftens målet om god tilstand i vannforekomster innen 2021 er det avgjørende med politisk engasjement og medvirkning for å kunne gjennomføre arbeidet. Det anbefales å fortsette med arbeid innen klassifisering, karakterisering og mulig overvåkning av ulike vannforekomster, både for å kunne sette inn tiltak der det er nødvendig og for å kunne beskytte mot forringelse. Dette gir mulighet til rent vannmiljø og mulighet til å ta vare på naturmangfoldet i naturen.

Arbeid med undersøkelser av metallers biotilgjengelighet og utvikling av passende modeller vil være av interesse. Eksempel på dette kan være nærmere undersøkelser av biotisk ligandmodell (BLM) i vannforekomster, og utprøving av hvordan denne fungerer i norske vannforekomster.

8 Referanser

- Aiken, G. R., KcKnight, D. M., Wershaw, R. L., & Maccarthy, P. (1985). *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*. Canada: John Wiley and Sons.
- Allen, H. E. (1993). The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards. *Science of The Total Environment*, 134, Supplement 1(0), 23-45.
- Andersen, J. R., Bratli, J. L., Fjeld, E., Faafeng, B., Frande, M., Hem, L., . . . Aanes, K. J. (1997). *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. -SFT, Veiledning 97:04*: Norsk institutt for vannforskning.
- Arp, H., Ruus, A., Macken, A., & Lillicrap, A. (2014). *Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder*. : Miljødirektoratet.
- Bakke, T., Breeveld, G., Källquist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., . . . Hylland, K. (2007). *Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. TA-2229/2007*
- Bergan, M. A. (2012). *Anadrome vassdrag på Hitra, Sør Trøndelag; Vurderinger av vandringshindre, -barrierer og andre hydromorfologiske inngrep etter vannforskriften*. Oslo.
- Bio-Rad Laboratories. (2004). *Chelex® 100 and Chelex 20 chelating ion exchange resin: Instruction manual*. Hentet 05.05.2015 2015, fra http://www.bio-rad.com/webmaster/pdfs/9184_Chelex.PDF
- Børset, K. (2014). *Uttesting av stabiliteten til DGT-prøvetakere for metallbestemmelse* (Masteroppgave). NTNU, Trondheim. Hentet fra <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:729426/FULLTEXT01.pdf>.
- Cao, Y., Conklin, M., & Betterton, E. (1995). Competitive complexation of trace metals with dissolved humic acid. *Environ. Health Perspect. Suppl.*, 103(Suppl. 1), 29-32.
- Caussy, D., Gochfeld, M., Gurzau, E., Neagu, C., & Ruedel, H. (2003). Lessons from case studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 56(1), 45-51.
- Chapman, D. (1992). *Water quality assessment: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (1. utg.). London: Chapman and Hall.
- Cheatham, M. M., Sangrey, W. F., & White, W. M. (1993). Sources of error in external calibration ICP-MS analysis of geological samples and an improved nonlinear drift correction procedure. *Spectrochim. Acta, Part B*, 48B(3), E487-E506.
- Chow, A. T., Dahlgren, R. A., Zhang, Q., & Wong, P. K. (2008). Relationships between specific ultraviolet absorbance and trihalomethane precursors of different carbon sources. *J. Water Supply Res. Technol.--AQUA*, 57(7), 471-480.
- CITAC, & EURACHEM. (2002). *Guide to quality in analytical chemistry*. Hentet 05.03 2015, fra <http://www.european-accreditation.org/publication/citac-eurachem-ta>
- Cousins, A. P., Jönsson, A., & Iverfeldt, Å. (2009). *Testing the Biotic Ligand Model for Swedish surface water conditions - a pilot study to investigate the applicability of BLM in Sweden*: IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. .
- De Wit, H., Skjelkvåle, B. L., & Skancke, L. B. (2004). *Overvåking av vannkvalitet i ferskvann ved Tjeldbergodden 2004*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- DGT research LTD. (2003). *DGT – for measurements in waters, soils and sediments*. fra <http://www.dgtresearch.com/dgtresearch/dgtresearch.pdf>
- Di Toro, D. M., Allen, H. E., Bergman, H. L., Meyer, J. S., Paquin, P. R., & Santore, R. C. (2001). Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20(10), 2383-2396.
- Direktoratgruppa for vanndirektivet. (2010). *Veileder 02: 2009 - Overvåkning av miljøstand i vann*. : Direktoratgruppa for gjennomføring av vanndirektivet.
- Direktoratgruppa for vanndirektivet. (2013). *Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann, Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*: Direktoratgruppa for gjennomføring av vanndirektivet.

- Direktoratsgruppa for vanndirektivet. (2009). *Veileder 01:2009 - Klassifisering av miljøtilstand i vann*
Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet.
- drikkevannsforskriften. (2001). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann* fra
<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-12-04-1372>
- Edzwald, J. K., & Tobiasson, J. E. (1999). Enhanced coagulation: US requirements and a broader view.
Water Science and Technology, 40(9), 63-70.
- Elemental Scientific. (u.å.). *prepFAST: On Target Every Time*. Hentet 18.02 2015, fra
<http://www.icpms.com/products/prepfast-accurate.php>
- European Virtual Institute for Speciation Analysis. (u.å.). *Instrument Database: Thermo Scientific - ELEMENT-2*. Hentet 2015 05.03, fra
<http://www.speciation.net/Database/Instruments/Thermo-Scientific/ELEMENT2-;i125>
- Falk, A. H. (2014). *Kadmium rundt oppdrettsanlegg – Er fiskefôr en potensiell kilde til kadmium i marint miljø? Akvaplan-niva rapport: 6676-01*: Akvaplan-niva AS.
- Fetter, C. W. (2001). *Applied Hydrogeology* (4. utg.). Upple Saddle River: Prentice Hall.
- Flaten, T. P. (1991). A nation-wide survey of the chemical composition of drinking water in Norway.
Sci. Total Environ., 102, 35-73.
- Flaten, T. P. (2013). *KJ2073 Analytisk miljøkjemi, BI2061 Vannkjemi/oseanografi, Laboratoriekurs vår 2013*.
- Florence, T. M. (1982). The speciation of trace elements in waters. *Talanta*, 29(5), 345-364.
- Fossen, H., Pedersen, R.-B., Bergh, S., & Andersen, A. (2013). En fjellkjede blir til - oppbyggingen av kaledonidene; ca. 500-405 millioner år. I I. B. Ramberg, I. Bryhni, A. Nøttvedt & K. Rangnes (Red.), *Landet blir til - Norges geologi* (B. 2., s. 178-229). Trondheim: Norsk Geologisk Forening (NGF).
- Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. (2012a). *Omsøyholman – utslippstillatelse 6 240 tonn – Lerøy Midnor AS – Hitra kommune – akvakultur av matfisk av laks, regnbueørret og ørret*. Hentet 2015 09.03, fra
<http://www.norskeutslipp.no/WebHandlers/PDFDocumentHandler.ashx?documentID=24314&documentType=T&companyID=14416&aar=0&epslanguage=en>.
- Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. (2012b). Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for HAMOS Forvaltning IKS, Hitra miljøstasjon. Hentet
- Garmo, Ø. A., Hobæk, A., Bergan, M. A., Kleiven, E., Brettum, P., & Skancke, L. B. (2010). *Overvåking av vannkvalitet og biologi i ferskvann ved Tjeldbergodden. Resultater fra undersøkelser i år 2009 - 2010*.
- Garmo, Ø. A., Røyset, O., Steinnes, E., & Flaten, T. P. (2003). Performance Study of Diffusive Gradients in Thin Films for 55 Elements. *Analytical Chemistry*, 75(14), 3573-3580.
- Garmo, Ø. A., Skancke, L. B., & Høgåsen, T. (2014). *Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2013* Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Gensemer, R. W., & Playle, R. C. (1999). The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 29(4), 315-450.
- Gray, N. F. (1994). *Drinking Water quality. Problems and solutions*. Chichester, England: John Wiley and Sons.
- Grubbs, F. E. (1969). Procedures for detecting outlying observations in samples. *Technometrics*, 11(1), 1-21.
- Hedberg, Y., Herting, G., & Wallinder, I. O. (2011). Risks of using membrane filtration for trace metal analysis and assessing the dissolved metal fraction of aqueous media: A study on zinc, copper and nickel. *Environ. Pollut. (Oxford, U. K.)*, 159(5), 1144-1150.
- Hitra Kommune. (2015). *Fakta om Hitra*. Hentet 19.02 2015, fra
<https://www.hitra.kommune.no/omkommunen/fakta/Sider/Fakta.aspx>
- Hobæk, A. (2000). *Overvåking av vannkvalitet i ferskvann ved Tjeldbergodden. Mai 1996 - april 1997*: Norsk institutt for vannforskning.
- Hobæk, A. (2003). *Overvåking av vannkvalitet i ferskvann ved Tjeldbergodden 1993-2000*: Norsk institutt for vannforskning.
- Horowitz, A. J., Elrick, K. A., & Colberg, M. R. (1992). The effect of membrane filtration artifacts on dissolved trace element concentrations. *Water Res.*, 26(6), 753-763.
- Høring om endring i vannforskriften (2014/6785)*, (2014).

- International Network for Acid Prevention. (2002). Diffusive gradients in thin-films (DGT), a technique for determining bioavailable metal concentration. Hentet http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Diffusive_Gradients_in_Thin-films.pdf
- Kartverket. (u.å.). *Norgeskart*. Hentet 29.03 2015, fra www.norgeskart.no
- Keene, W. C., Pszeny, A. A. P., Galloway, J. N., & Hawley, M. E. (1986). Sea-salt corrections and interpretation of constituent ratios in marine precipitation. *J. Geophys. Res., D Atmos.*, 91(D6), 6647-6658.
- Kohl, P. M., & Medlar, S. J. (2007). *Occurrence of manganese in drinking water and manganese control: AwwaRF Report 91147*: American Water Works Association
- Kollung, S. (1960). Metamorfe og eruptive bergarter på Hitra. I N. G. Undersøkelse (Red.), *Årbok 1962* (s. 162-222). Oslo.
- Kremker, C. (2013). Dissolved Oxygen - Fundamentals of Environmental Measurements. . Hentet 02.02.2015, fra Fondriest Environmental, Inc. <http://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/dissolved-oxygen/>
- Kördel, W., Dassenakis, M., Lintelmann, J., & Padberg, S. (1997). The importance of natural organic material for environmental processes in water and soils, (Technical Report). *Pure Appl. Chem.*, 69(7), 1571-1600.
- Langan, S. (1989). Sea-salt induced streamwater acidification. *Hydrological processes*, 3(1), 25-41.
- Leenheer, J. A., & Croue, J.-P. (2003). Characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 37(1), 18A-26A.
- Lien, L., Raddum, G. G., Fjellheim, A., & Henriksen, A. (1996). A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Sci. Total Environ.*, 177(1-3), 173-193.
- Lloyd, R. (1987). Special tests in aquatic toxicity for chemical mixtures: interactions and modification of response by variation of physicochemical conditions. *Scope*, 30(Methods Assess. Eff. Mixtures Chem.), 491-507.
- Lutgens, F. K., & Tarbuck, E. J. (2009). *Essentials of Geology* (10. utg.). New Jearsey: Pearson Prentice Hall
- Lyvén, B., Hassellöv, M., Turner, D. R., Haraldsson, C., & Andersson, K. (2003). Competition between iron- and carbon-based colloidal carriers for trace metals in a freshwater assessed using flow field-flow fractionation coupled to ICPMS. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(20), 3791-3802.
- Manahan, S. E. (2010). *Environmental Chemistry* (9. utg.). Boca Raton, FL: CRC Press.
- Matoug, I. O. M. (2013). Study of metals contamination in different filter papers. *IOSR J. Environ. Sci., Toxicol. Food Technol.*, 3(5), 59-61.
- May, T. W., & Wiedmeyer, R. H. (1998). A Table of Polyatomic Interferences in ICP-MS. *Atomic Spectroscopy*, 19(5), 150-155.
- Mikkelsen, Ø. (2007). *Analytiske metoder for studier av speciering i naturen - Forelesningsnotat KJ2050*. Hentet 26.01 2015, fra <http://folk.ntnu.no/olavgal/KJ2050%20-%20Analytisk%20kjemi/Forelesninger/KJ2050%20Forelesning%2016%20-%20Analytiske%20metoder%20for%20studier%20av%20speciering%20i%20naturen.pdf>
- Mikkelsen, Ø. (u.å.). *ICP-MS*. Hentet 17.02 2015, fra <http://folk.ntnu.no/olavgal/KJ2050%20-%20Analytisk%20kjemi/Forelesninger/KJ2050%20Forelesning%2015%20-%20ICP-MS.pdf>
- Mikkelsen, Ø., & Schroder, K. (2007). *Analyse/overvåkning av kjemiske parametere - Specieringsproblematikk*. Hentet 26.01 2015, fra <http://www.slideserve.com/jarah/analyse-overv-king-av-kjemiske-parametere-specieringsproblematikk>
- Miljødirektoratet. (2013). *EUs vanndirektiv*. Hentet 10.01 2015, fra <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vannforvaltning/Vann-og-vassdrag/EUs-vanndirektiv>
- Miller, J. N. (1991). Basic statistical methods for analytical chemistry. Part 2. Calibration and regression methods. A review. *Analyst (London)*, 116(1), 3-14.
- Montaser, A. (1998). *Inductively coupled plasma mass spectrometry*. New York: John Wiley & Sons.

- Morris, A., & Foster, P. (1971). The seasonal variation of dissolved organic carbon in the inshore waters of the Menai Strait in relation to primary production. *Limnology and Oceanography*, 16(6), 987-989.
- Nasjonalt Folkehelseinstitutt. (2004a). *Vannforsyningens ABC. Kapittel B – Vannkvalitet*. Oslo: Helse- og omsorgsdepartementet
- Nasjonalt folkehelseinstitutt. (2004b). *Vannforsyningens ABC. Kapittel C - Vannkilder og nedbørsfelt*. Oslo: Helse og omsorgsdepartementet.
- Nasjonalt Folkehelseinstitutt. (2004c). *Vannforsyningens ABC. Kapittel D – Vannbehandling* Oslo: Helse og omsorgsdepartementet.
- Nordstrom, D. K., & Wilde, F. D. (2005). Reduction-oxidation potential (electrode method) (ver. 1.2) *U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 9, chap. A6., sec. 6.5* (B. 2015). Reston: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations.
- Norges Geologiske Undersøkelse. (u.å.-a). *Berggrunn. Nasjonal berggrunnsdatabase*. 02.04, fra <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>
- Norges Geologiske Undersøkelse. (u.å.-b). *Løsmasser. Nasjonal løsmassedatabase - marin grense*. Hentet 02.04 2015, fra <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/?lang=Norsk&Box=-268657:6427000:1299257:7965000&map=Marin%2Egrense>
- Norges offentlige utredninger. (2013). *Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester*. Hentet 13.01 2015, fra <https://www.regjeringen.no/nb/dokumenter/nou-2013-10/id734440/?docId=NOU201320130010000DDDEPIS&q=&navchap=1&ch=2>
- Ottesen, R. T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T., & Haugland, T. (2000). *Geokjemisk atlas for Norge - Del 1: Kjemisk sammensetning av flomsedimenter*. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse.
- Panther, J. G., Bennett, W. W., Teasdale, P. R., Welsh, D. T., & Zhao, H. (2012). DGT Measurement of Dissolved Aluminum Species in Waters: Comparing Chelex-100 and Titanium Dioxide-Based Adsorbents. *Environ. Sci. Technol.*, 46(4), 2267-2275.
- Paulson, A. J. (1986). Effects of flow rate and pretreatment on the extraction of trace metals from estuarine and coastal seawater by Chelex-100. *Anal. Chem.*, 58(1), 183-187.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Christensen, G. N., Røyset, O., & Skjelkvåle, B. L. (2008). *Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006, del 1: vannkjemi*. Oslo.
- Rosten, T., Åtland, Å., Kristensen, T., Rosseland, B. O., & Braathen, B. (2004). *Mattilsynet - Vannkvalitet og dyrevelferd*.
- Rounds, S. A., Wilde, F. D., & Ritz, G. F. (2013). Dissolved Oxygen (ver. 3.0) *U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 9, chap. A6., sec. 6.2*. Reston.
- Rønningen, B. L. (2015). Har funnet en løsning som skal vare i fem år *Hitra-Frøya*. Hentet fra <http://www.hitra-froya.no/trafikk/article10907398.ece>
- Røyset, O., Rosseland, B. O., Kristensen, T., Kroglund, F., Garmo, Ø. A., & Steinnes, E. (2005). Diffusive gradients in thin films sampler predicts stress in brown trout (*Salmo trutta* L.) exposed to aluminum in acid fresh waters. *Environmental science & technology*, 39(4), 1167-1174.
- Sampedro, Ó., & Salgueiro, J. R. (2015). Turbidimeter and RGB sensor for remote measurements in an aquatic medium. *Measurement*, 68(0), 128-134.
- Sigg, L., Black, F., Buffle, J., Cao, J., Cleven, R., Davison, W., . . . Zhang, H. (2006). Comparison of Analytical Techniques for Dynamic Trace Metal Speciation in Natural Freshwaters. *Environ. Sci. Technol.*, 40(6), 1934-1941.
- Skjelkvåle, B. L., Christensen, G. N., & Rognerud, S. (2007). *Undersøkelse av vann- og sedimentkjemi i 32 kystnære innsjøer i Nordland, Troms og Finnmark. Rapport L.NR. 5386-2007*: Norsk institutt for vannforskning.
- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., . . . Buan, A. K. (1997). *Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Rapport 677/96*. Oslo: Statlig program for forurensningsovervåkning, Statens forurensningstilsyn.
- Skoog, D. A., West, D. M., Holler, F. J., & Crouch, S. R. (2004). *Fundamentals of Analytical Chemistry* (8. utg.). Belmont, CA: Brooks/Cole.

- Solheim, A. L., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A. K., . . . Engebretsen, A. (2008). *Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerinteresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering.* .
- Soulsby, C., Malcolm, R., Gibbins, C., & Dilks, C. (2001). Seasonality, water quality trends and biological responses in four streams in the Cairngorm Mountains, Scotland. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 5(3), 433-450.
- Spencer, R. G., Pellerin, B. A., Bergamaschi, B. A., Downing, B. D., Kraus, T. E., Smart, D. R., . . . Hernes, P. J. (2007). Diurnal variability in riverine dissolved organic matter composition determined by in situ optical measurement in the San Joaquin River (California, USA). *Hydrological Processes*, 21(23), 3181-3189.
- Standard Norge. (1987). NS-ISO 5667-4: Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 4: Veiledning i prøvetaking fra naturlige og kunstige innsjøer Standard Norge.
- Standard Norge. (2000). NS-EN ISO 7027: Vannundersøkelse - Bestemmelse av turbiditet: Standard Norge.
- Standard Norge. (2005). NS-ISO 5667-6: Vannundersøkelse - Prøvetaking- Del 6: Veiledning i prøvetaking fra elver og bekker: Standard Norge.
- Standard Norge. (2006a). NS-ISO 5667-1: Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 1: Veiledning i utforming av prøvetakingsprogrammer og prøvetakingsteknikker Standard Norge.
- Standard Norge. (2006b). NS-ISO 5667-5: Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 5: Veiledning i prøvetaking av drikkevann fra vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem: Standard Norge.
- Standard Norge. (2012). NS-EN ISO 10523:2002: Vannundersøkelse - Måling av pH Standard Norge.
- Steinnes, E. (2001). Metal contamination of the natural environment in Norway from long range atmospheric transport. *Water, Air, Soil Pollut. Focus*, 1(3-4), 449-460.
- Store Norske Leksikon. (2009). *Massespektrometer*. Hentet 28.01 2015, fra <https://snl.no/massespektrometer>
- Store Norske Leksikon. (2011). *Anadrom*. Hentet 12.04 2015, fra <https://snl.no/anadrom>
- Store Norske Leksikon. (2013). *pH*. Hentet 2015 04.02, fra <https://snl.no/pH>
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters* (3. utg.). Hoboken, NJ: John Wiley & Sons.
- Teledyne Tekmar. (u.å.). *Torch, Combustion TOC Analyzer*. Hentet 15.03 2015, fra http://www.teledynetekmar.com/products/TOC/Torch/documentation/Torch_Product_Brochure.pdf
- Templeton, D. M., Ariese, F., Cornelis, R., & Danielsson, L.-G. (2000). Guidelines for terms related to chemical speciation and fraction of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches, (IUPAC Recommendations 2000). *Pure Appl. Chem*, 72(8), 1453-1470.
- Thomas, R. (2001). Spectroscopy Tutorial: A Beginner's Guide to ICP-MS. Hentet fra http://matematicas.udea.edu.co/~carlopez/beginer_guide_icpms.pdf
- Tipping, E., Rey-Castro, C., Bryan, S. E., & Hamilton-Taylor, J. (2002). Al(III) and Fe(III) binding by humic substances in freshwaters, and implications for trace metal speciation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(18), 3211-3224.
- Torre, M. C. A.-D. I., Beaulieu, P.-Y., & Tessier, A. (2000). In situ measurement of trace metals in lakewater using the dialysis and DGT techniques. *Analytica Chimica Acta*, 418(1), 53-68.
- Trøan, M. (2014). *Hitra kommune, hovedplan vann*.
- Uher, E., Zhang, H., Santos, S., Tusseau-Vuillemin, M.-H., & Gourlay-France, C. (2012). Impact of Biofouling on Diffusive Gradient in Thin Film Measurements in Water. *Anal. Chem. (Washington, DC, U. S.)*, 84(7), 3111-3118.
- Van Dijk, H. (1971). Cation binding of humic acids. *Geoderma*, 5(1), 53-67.
- Vann-Nett. (u.å.). *Vann fra fjell til fjord*. Hentet 04.03 2015, fra www.vann-nett.no
- vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>
- Vogt, Y. (2005). Giftige tungmetaller i ferskvann, *Forskningsmagasinet Apollon*. Hentet fra <http://www.apollon.uio.no/artikler/2005/miljo-drikkevann.html>

- Voie, Ø., & Mariussen, E. (2010). *Effects of heavy metals from outdoor shooting ranges on aquatic organisms*.
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. *Environ. Sci. Technol.*, 37(20), 4702-4708.
- Wilson, H., Bouchard, M. A., & Delisle, C. E. (1986). Acid neutralizing capacity of glacial sediments in western Ungava. *Water Sci. Technol.*, 18(2), 69-85.
- Wright, R. F., & Henriksen, A. (1978). Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. *Limnol. Oceanogr.*, 23(3), 487-498.
- Wright, R. F., Norton, S. A., Brakke, D. F., & Frogner, T. (1988). Experimental verification of episodic acidification of freshwaters by sea salts. *Nature*, 344, 422-424.
- Zhang, H., & Davison, W. (1995). Performance Characteristics of Diffusion Gradients in Thin Films for the in Situ Measurement of Trace Metals in Aqueous Solution. *Anal. Chem.*, 67(19), 3391-3400.

Vedlegg A Prøvebeskrivelse

Nr.	WGS84	DOC	Beskrivelse	Turb NTU	pH	Kond mS/m	Dato	
1	N63°38,192' E009°04,256'	1	Dragevassdraget oppstrøms	1,12	6,92	9,43	24.10.14	Filtrert
2	N63°38,234' E009°04,048'	2	Dragevassdraget nedstrøms	1,10	6,84	10,1	24.10.14	Filtrert
3	N63°38,234' E009°04,048'		Dragevassdraget nedstrøms	-	-	-	24.10.14	Ufiltrert
4	N63°37,670' E009°03,391'	3	Demma nedstrøms	1,45	6,97	14,4	24.10.14	Filtrert
5	N63°37,644' E009°03,311'		Demma nedstrøms	1,01	6,90	14,1	24.10.14	Filtrert
6	N63°34,424' E008°56,898'	4	Lakselva oppstrøms	0,86	6,58	8,21	24.10.14	Filtrert
7	N63°34,631' E008°57,84'	5	Lakselva nedstrøms	0,48	6,91	8,33	24.10.14	Filtrert
8	N63°34,631' E008°57,84'		Lakselva nedstrøms	-	-	-	24.10.14	Ufiltrert
9	N63°35,634' E008°58,208'	6	Leirvågbekken, nedstrøms	4,26	7,35	24,0	24.10.14	Filtrert
10	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken, nedstrøms	-	-	-	24.10.14	Ufiltrert
11	N63°35 793' E008°57,655'	7	Leirvågbekken, oppstrøms	0,48	6,61	8,28	24.10.14	Filtrert
12	N63°34,112' E008°59,568'	8	Sætervatnet	1,28	6,20	8,15	25.10.14	Filtrert
13	N63°34,094' E008°59,495'	9	Sætervatnet	1,29	6,01	8,14	25.10.14	Filtrert
14	N63°34,018' E008°59,361'	10	Sætervatnet	1,18	5,95	8,15	25.10.14	Filtrert
15	N63°33,783' E008°59,366'	11	Sætervatnet	1,37	5,91	8,15	25.10.14	Filtrert
16	N63°33,983' E008°59,171'		Sætervatnet	1,40	6,13	-	25.10.14	Filtrert
17	N63°34,187' E008°55,834'	12	Larsskogvatnet	1,17	6,23	8,71	25.10.14	Filtrert
18	N63°34,200' E008°55,942'	13	Larsskogvatnet	1,08	6,07	8,71	25.10.14	Filtrert
19	N63°34,200' E008°55,942'		Larsskogvatnet	-	-	-	25.10.14	Ufiltrert
20	N63°34,213' E008°56,153'	14	Larsskogvatnet	1,11	6,30	8,72	25.10.14	Filtrert
21	N63°34,232' E008°56,443'	15	Larsskogvatnet	1,04	5,98	8,72	25.10.14	Filtrert
22	N63°34,232' E008°56,443'		Larsskogvatnet	-	-	-	25.10.14	Ufiltrert
23	N63°36,830' E008°39,078'	16	Melkstadvassdraget	0,98	7,50	750	25.10.14	Filtrert
24	N63°36,909' E008°39,160'	17	Melkstadvassdraget	0,92	8,20	2150	25.10.14	Filtrert
25	N63°36,909' E008°39,160'		Melkstadvassdraget	-	-	-	25.10.14	Ufiltrert

Nr.	WGS84	DOC	Beskrivelse	Turb NTU	pH	Kond mS/m	Dato	
26	N63°36,954' E008°39,193'	18	Melkstadvassdraget	0,80	8,32	4100	25.10.14	Filtrert
27	N63°37,024' E008°39,210'	19	Melkstadvassdraget	0,96	8,17	1050	25.10.14	Filtrert
28	N63°36,773' E008°39,119'	20	Melkstadvassdraget	1,02	7,36	215	25.10.14	Filtrert
29	N63°37,776' E008°44,800'	21	Undåsvatnet	1,08	7,10	12,5	25.10.14	Filtrert
30	N63°37,720' E008°44,695'		Undåsvatnet	0,84	6,95	12,5	25.10.14	Filtrert
31	N63°37,720' E008°44,695'		Undåsvatnet	-	-	-	25.10.14	Ufiltrert
32	N63°37,795' E008°44,742'	22	Undåsvatnet	0,80	6,92	12,5	25.10.14	Filtrert
33	N63°37,920' E008°45,009'		Undåsvatnet	0,73	6,88	12,6	25.10.14	Filtrert
34	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
35	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
36	N63°35,793' E008°57,655'		Leirvågbekken oppstrøms, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
37	N63°35,793' E008°57,655'		Leirvågbekken oppstrøms, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
38	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken nedstrøms, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
39	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken nedstrøms, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
40	N63°34,127' E008°59,535'		Sætervatnet, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
41	N63°34,127' E008°59,535'		Sætervatnet, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
42	N63°34,127' E008°59,535'		Sætervatnet, DGT	-	-	-	15.11.14- 16.11.14	-
43	N63°37,670' E009°03,391'	23	Demma nedstrøms	-	6,8	12,4	15.11.14	Filtrert
44	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms	-	-	-	15.11.14	Ufiltrert
45	N63°33,823' E008°59,441'		Sætervatnet	-	5,70	7,90	15.11.14	Filtrert
46	N63°33,823' E008°59,441'		Sætervatnet	-	-	-	15.11.14	Ufiltrert
47	N63°34,243' E008°56,548'	25	Larsskogvatnet	-	5,80	8,22	15.11.14	Filtrert
48	N63°34,243' E008°56,548'		Larsskogvatnet	-	-	-	15.11.14	Ufiltrert
49	N63°35,793' E008°57,655'	26	Leirvågbekken oppstrøms	-	6,09	6,2	15.11.14	Filtrert
50	N63°35,793' E008°57,655'		Leirvågbekken oppstrøms	-	-	-	15.11.14	Ufiltrert
51	N63°35,634' E008°58,208'	27	Leirvågbekken nedstrøms	-	6,9	11,0	15.11.14	Filtrert
52	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken nedstrøms	-	-	-	15.11.14	Ufiltrert

Nr.	WGS84	DOC	Beskrivelse	Turb NTU	pH	Kond mS/m	Dato	
53	N63°34,134' E008°55,533'	28	Larsskogvatnet	-	5,84	8,00	16.11.14	Filtrert
54	N63°34,134' E008°55,533'		Larsskogvatnet	-	-	-	16.11.14	Ufiltrert
55	N63°34,134' E008°55,533'	29	Larsskogvatnet	-	5,9	8,77	16.11.14	Filtrert
56	N63°34,134' E008°55,533'	30	Larsskogvatnet	-	5,87	8,50	16.11.14	Filtrert
57	N63°34,134' E008°55,533'	31	Larsskogvatnet	-	5,89	8,10	16.11.14	Filtrert
58	N63°34,134' E008°55,533'		Larsskogvatnet	-	-	-	16.11.14	Ufiltrert
59	N63°34,134' E008°55,533'	32	Larsskogvatnet	-	5,88	8,10	16.11.14	Filtrert
60	N63°34,134' E008°55,533'	33	Larsskogvatnet	-	5,86	8,10	16.11.14	Filtrert
61	N63°34,134' E008°55,533'		Larsskogvatnet	-	-	-	16.11.14	Ufiltrert
62	N63°34,173' E008°55,745'		Larsskogvatnet	-	-	-	16.11.14	Filtrert
63	N63°33,769' E008°59,491'	34	Sætervatnet	-	5,82	7,90	16.11.14	Filtrert
64	N63°33,769' E008°59,491'	35	Sætervatnet	-	-	-	16.11.14	Ufiltrert
65	N63°33,769' E008°59,491'		Sætervatnet	-	5,82	7,90	16.11.14	Filtrert
66	N63°33,769' E008°59,491'		Sætervatnet	-	5,78	7,91	16.11.14	Filtrert
67	N63°33,769' E008°59,491'		Sætervatnet	-	5,74	7,93	16.11.14	Filtrert
68	N63°33,769' E008°59,491'	36	Sætervatnet	-	5,67	7,94	16.11.14	Filtrert
69	N63°33,769' E008°59,491'	37	Sætervatnet	-	5,72	7,92	16.11.14	Filtrert
70	N63°33,769' E008°59,491'		Sætervatnet	-	-	-	16.11.14	Ufiltrert
71	N63°33,769' E008°59,491'	38	Sætervatnet	-	5,64	8,11	16.11.14	Filtrert
72	N63°37,670' E009°03,391'	39	Demma nedstrøms	-	6,94	12,7	16.11.14	Filtrert
73	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms	-	-	-	16.11.14	Ufiltrert
74	N63°37,845' E009°03,880'		Demma oppstrøms	-	-	-	16.11.14	Filtrert
75	N63°37,845' E009°03,880'		Demma oppstrøms	-	-	-	16.11.14	Ufiltrert
76	N63°35,793' E008°57,655'		Leirvågbekken oppstrøms	-	-	-	16.11.14	Filtrert
77	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken nedstrøms	-	-	-	16.11.14	Filtrert
78	N63°34,127' E008°59,535'	40	Sætervatnet	-	6,20	7,92	16.11.14	Filtrert
79	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms	-	-	-	16.11.14	Filtrert

Nr.	WGS84	DOC	Beskrivelse	Turb NTU	pH	Kond mS/m	Dato	
80	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms	-	-	-	16.11.14	Ufiltrert
81	N63°35,793' E008°57,655'	41	Leirvågbekken oppstrøms	-	-	-	16.11.14	Filtrert
82	N63°35,634' E008°58,208'	42	Leirvågbekken nedstrøms	-	-	-	16.11.14	Filtrert
83	N63°35,793' E008°57,655'		Leirvågbekken oppstrøms, DGT	-	-	-	16.03.15- 18.03.15	-
84	N63°35,793' E008°57,655'		Leirvågbekken oppstrøms, DGT	-	-	-	16.03.15- 18.03.15	-
85	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken nedstrøms, DGT	-	-	-	16.03.15- 18.03.15	-
86	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken nedstrøms, DGT	-	-	-	16.03.15- 18.03.15	-
87	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms, DGT	-	-	-	17.03.15- 18.03.15	-
88	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms, DGT	-	-	-	17.03.15- 18.03.15	-
89	N63°34,127' E008°59,535'		Sætervatnet, DGT	-	-	-	17.03.15- 18.03.15	-
90	N63°34,127' E008°59,535'		Sætervatnet, DGT	-	-	-	17.03.15- 18.03.15	-
91	N63°34,127' E008°59,535'		Sætervatnet, DGT	-	-	-	17.03.15- 18.03.15	-
92	N63°35,793' E008°57,655'	43	Leirvågbekken oppstrøms	-	6,25	6,72	16.03.15	Filtrert
93	N63°35,793' E008°57,655'	44	Leirvågbekken oppstrøms	-	-	-	16.03.15	Ufiltrert
94	N63°35,634' E008°58,208'	45	Leirvågbekken nedstrøms	2,29	7,32	13,7	16.03.15	Filtrert
95	N63°35,634' E008°58,208'	46	Leirvågbekken nedstrøms	-	-	-	16.03.15	Ufiltrert
96	N63°38,234' E009°04,048'		Dragevassdraget nedstrøms	0,60	6,54	8,89	17.03.15	Filtrert
97	N63°38,234' E009°04,048'		Dragevassdraget nedstrøms	-	-	-	17.03.15	Ufiltrert
98	N63°37,845' E009°03,880'	47	Demma oppstrøms	0,70	7,05	12,4	17.03.15	Filtrert
99	N63°37,845' E009°03,880'		Demma oppstrøms	-	-	-	17.03.15	Ufiltrert
100	N63°37,670' E009°03,391'	48	Demma nedstrøms	0,34	6,80	12,7	17.03.15	Filtrert
101	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms	-	-	-	17.03.15	Ufiltrert
102	N63°34,127' E008°59,535'	49	Sætervatnet	0,50	5,57	7,21	17.03.15	Filtrert
103	N63°34,127' E008°59,535'	50	Sætervatnet	-	-	-	17.03.15	Ufiltrert
104	N63°34,631' E008°57,84'		Lakselva nedstrøms	0,83	5,85	6,72	17.03.15	Filtrert
105	N63°34,631' E008°57,84'		Lakselva nedstrøms	-	-	-	17.03.15	Ufiltrert
106	N63°33,753' E008°59,490'		Neverlia, bekk	-	-	-	17.03.15	Filtrert

Nr.	WGS84	DOC	Beskrivelse	Turb NTU	pH	Kond mS/m	Dato	
107	N63°33,753' E008°59,490'		Neverlia, bekk	-	-	-	17.03.15	Ufiltrert
108	N63°33,731' E009°01,882'	51	Larsskogvatnet	1,26	6,15	7,92	17.03.15	Filtrert
109	N63°33,731' E009°01,882'	52	Larsskogvatnet	-	-	-	17.03.15	Ufiltrert
110	N63°35 793' E008°57,655'		Leirvågbekken oppstrøms	0,46	6,08	6,85	18.03.15	Filtrert
111	N63°35 793' E008°57,655'		Leirvågbekken oppstrøms	-	-	-	18.03.15	Ufiltrert
112	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken nedstrøms	3,21	7,31	14,8	18.03.15	Filtrert
113	N63°35,634' E008°58,208'		Leirvågbekken nedstrøms	-	-	-	18.03.15	Ufiltrert
114	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms	1,17	6,97	13,0	18.03.15	Filtrert
115	N63°37,670' E009°03,391'		Demma nedstrøms	-	-	-	18.03.15	Ufiltrert
116	N63°37,845' E009°03,880'		Demma oppstrøms	1,17	7,46	12,6	18.03.15	Filtrert
117	N63°37,845' E009°03,880'		Demma oppstrøms	-	-	-	18.03.15	Ufiltrert
118	N63°33,753' E008°59,490'		Demma øverst	-	-	-	18.03.15	Filtrert
119	N63°33,753' E008°59,490'		Demma øverst	-	-	-	18.03.15	Ufiltrert
120	N63°34,127' E008°59,535'		Sætervatnet	0,69	5,85	7,22	18.03.15	Filtrert
121	N63°34,127' E008°59,535'		Sætervatnet	-	-	-	18.03.15	Ufiltrert

Tabell A.1 Prøvebeskrivelser, med prøvenummer, GPS-koordinater, navn på vannforekomst, turbidite (Turb)t, pH, konduktivitet (Kond), dato og behandling.

Vedlegg B Hovedelementkjemi

I følgende vedlegg finnes en tabell med hovedelementkjemien for de ulike vannforekomstene. n= antall prøver som ble tatt de ulike stedene (gjelder kun prøver tatt med ICP-MC som instrument). Turbiditeten ble tatt 1-3 ganger og et gjennomsnitt er brukt. De andre faktorene ble tatt ved å la instrumenter ligge i vannet. Alle vannforekomster er inkludert, med unntak av prøver fra Melkstadvassdraget. Kond=konduktivitet, Turb=turbiditet, Alk= alkalitet.

	P (n)	pH	Turb NTU	Kond mS/m	Ca Mg/l	Mg Mg/l	Na Mg/l	K Mg/l	S (SO₄²⁻) Mg/l	Cl Mg/l	SO₄* μEqv/l	Redoks mV	ALK μEq/l	O₂ %
Sætervatnet	P1 (5)	6,04	1,30	8,15	1,30	1,35	9,40	0,527	0,987 (2,95)	19,5	4,12	-	-	-
Larsskogvatnet	P1 (4)	6,15	1,10	8,72	1,23	1,43	10,2	0,547	1,07 (3,20)	22,0	1,98	-	-	-
Leirvågbekken oppstrøms	P1 (1)	6,61	0,480	8,28	1,29	1,23	10,0	1,50	1,25 (3,75)	18,8	22,8	-	-	-
Leirvågbekken nedstrøms	P1 (1)	7,35	4,26	24,0	4,52	1,79	15,6	0,709	2,40 (7,18)	25,0	76,0	-	-	-
Demma	P1 (2)	6,94	1,23	14,3	6,08	2,27	14,5	0,864	2,28 (6,81)	28,7	57,6	-	-	-
Dragevassdraget	P1 (2)	6,88	1,11	9,75	2,58	1,49	10,8	0,634	1,34 (3,69)	21,5	13,6	-	-	-
Lakselva	P1 (2)	6,74	0,670	8,62	1,38	1,32	9,58	0,514	0,992 (2,97)	19,7	3,99	-	-	-
Undåsvatnet	P1 (4)	6,96	0,860	12,5	5,15	1,80	12,7	0,796	1,76 (5,27)	29,1	24,1	-	-	-
Sætervatnet	P2 (9)	5,81	-	7,94	1,23	1,33	9,51	0,522	0,967 (2,89)	19,0	4,29	-	-	-
Larsskogvatnet	P2 (8)	5,86	-	8,26	1,12	1,36	9,81	0,573	1,08 (3,23)	19,0	11,3	-	-	-
Leirvågbekken oppstrøms	P2 (3)	6,35	-	6,26	0,960	0,852	7,83	0,540	1,09 (3,25)	13,1	29,1	-	-	-
Leirvågbekken nedstrøms	P2 (3)	6,90	-	11,0	4,67	1,44	12,3	0,884	2,27 (6,77)	17,3	90,2	-	-	-
Demma	P2 (4)	6,87	-	12,6	6,52	1,80	12,4	0,700	1,91 (5,70)	21,2	56,6	-	-	-

	P (n)	pH	Turb NTU	Kond mS/m	Ca Mg/l	Mg Mg/l	Na Mg/l	K Mg/l	S (SO ₄ ²⁻) Mg/l	Cl Mg/l	SO ₄ * μEqv/l	Redoks mV	ALK μEq/l	O ₂ %
Sætervatnet	P3 (2)	5,71	0,600	7,22	0,986	1,16	8,57	0,498	0,950 (2,84)	16,5	10,5	201	-	64,4
Larsskogvatnet	P3 (1)	6,15	1,26	7,92	1,36	1,25	9,58	0,501	1,11 (3,32)	18,2	15,6	198	-	61,3
Leirvågbekken oppstrøms	P3 (2)	6,17	0,460	6,79	0,949	1,01	8,19	0,982	0,945 (2,83)	15,6	13,1	275	17	79,2
Leirvågbekken nedstrøms	P3 (2)	7,32	2,75	19,2	6,19	1,86	14,6	0,542	2,313 (6,92)	24,1	73,0	197	370	79,4
Demma	P3 (5)	7,10	0,520	12,6	6,05	1,82	12,2	0,929	1,42 (4,25)	22,7	21,7	218	-	74,1
Dragevassdraget	P3 (1)	6,54	0,600	8,89	2,10	1,38	10,0	0,721	1,18 (3,53)	19,7	15,5	244	80	85,9
Lakselva	P3 (1)	5,90	0,830	6,72	0,689	0,914	8,11	0,441	1,01 (3,03)	14,7	19,9	199	30	85,9
Minimumsverdi**		5,57	0,340	6,20	0,689	0,834	7,68	0,441	0,866 (2,59)	12,7	-1,46	197	17	60,5
Maksimumsverdi**		7,46	4,26	24,8	7,56	2,28	15,6	1,50	2,40 (7,18)	34,8	92,4	297	370	85,9
Median		6,58	0,86	8,67	1,37	1,37	10,0	0,604	1,08 (3,61)	19,6	13,6	201	55	79,2
Aritmetisk middelvei		6,52	1,20	10,5	2,80	1,44	10,8	0,691	1,43 (4,27)	20,3	27,7	219	147	75,7
Standardavvik, σ		0,519	1,02	4,48	2,15	0,357	2,28	0,254	0,521 (1,56)	4,22	28,1	30,0	166	9,76
RSD, %		7,97	84,9	42,7	76,7	24,7	21,1	36,7	36,5	20,8	101	13,7	113	12,9
Varians		0,270	0,641	20,0	4,61	0,127	4,93	0,0644	0,809 (2,42)	17,8	789	773	27600	95,2

Tabell B.1: hovedelementkjemi i de undersøkte vannforekomstene over tre perioder, P1, P2, P3.

Vedlegg C Tungmetaller

Aritmetisk gjennomsnitt (snitt), medianverdi (med), varians (Var) relativt standardavvik (RSD), standardavvik (σ), minimumsverdi (min), maksimumsverdi (maks).

Cd	Snitt	Med	Var	RSD	σ	Min	Maks
Sætervatnet (11)	0,0053	0,0054	<0,0001	20,3	0,0011	0,0035	0,0067
Larsskogvatnet (8)	0,0046	0,0049	<0,0001	21,7	0,0010	0,0030	0,0061
Lerivågbekken nedstrøms (6)	0,0046	0,0046	<0,0001	11,8	0,00054	0,0037	0,0052
Leirvågbekken oppstrøms (6)	0,0046	0,0046	<0,0001	13,0	0,00060	0,0038	0,0056
Demma oppe (4)	0,0052	0,0052	<0,0001	13,2	0,00069	0,0045	0,0060
Demma nede (7)	0,0050	0,0049	<0,0001	27,3	0,0014	0,0028	0,0074
Dragevassdraget (3)	0,0035	0,0040	<0,0001	53,8	0,0019	<0,0020	0,0051
Lakselva (3)	<0,0020	<0,0020	<0,0001	122	0,0024	<0,0020	0,046
Undåsvatnet (4)	0,0072	0,0073	<0,0001	10,2	0,00073	0,0062	0,0078
Melkstadvassdraget (5)	0,0069	0,0053	<0,0001	45,2	0,0031	0,0050	0,0123

Tabell C.1: Cd-konsentrasjoner for ulike vannforekomster.

Zn	Snitt	Med	Var	RSD	σ	Min	Maks
Sætervatnet (11)	1,96	2,06	0,29	27,3	0,54	1,27	2,67
Larsskogvatnet (8)	1,90	1,83	0,24	25,7	0,49	1,40	2,93
Lerivågbekken nedstrøms (6)	2,36	1,68	2,0	60,2	1,40	1,44	5,08
Leirvågbekken oppstrøms (6)	1,52	1,51	0,082	18,9	0,29	1,25	1,98
Demma oppe (4)	2,65	2,56	0,056	8,87	0,24	2,49	2,99
Demma nede (7)	2,40	2,07	0,52	29,9	0,72	1,77	3,91
Dragevassdraget (3)	1,67	1,77	0,21	27,4	0,46	1,17	2,07
Lakselva (3)	1,91	2,10	0,23	24,8	0,48	1,37	2,26
Undåsvatnet (4)	2,18	2,08	0,088	13,6	0,30	1,94	2,61
Melkstadvassdraget (5)	3,46	3,25	1,4	33,6	1,20	2,06	5,29

Tabell C.2: Zn-konsentrasjoner for ulike vannforekomster

Hg	Snitt	Med	Var	RSD	σ	Min	Maks
Sætervatnet (11)	0,0032	0,0024	<0,0001	74,9	0,0024	<0,001	0,0079
Larsskogvatnet (8)	0,0044	0,0036	<0,0001	40,3	0,0018	0,0020	0,0066
Lerivågbekken nedstrøms (6)	0,0037	0,0028	<0,0001	97,7	0,0036	<0,001	0,011
Leirvågbekken oppstrøms (6)	0,0039	0,0033	<0,0001	50,8	0,0020	0,0024	0,0072
Demma oppe (4)	0,0030	0,0030	<0,0001	24,8	0,00074	0,0023	0,0037
Demma nede (7)	0,0070	0,0041	<0,0001	94,9	0,0066	0,0012	0,017
Dragevassdraget (3)	0,020	0,022	0,00023	77,4	0,015	0,0033	0,33
Lakselva (3)	0,0097	0,0092	<0,0001	51,1	0,0050	0,005	0,015
Undåsvatnet (4)	0,0095	0,0074	<0,0001	50,1	0,0048	0,0066	0,017
Melkstadvassdraget (5)	-	-	-	-	-	-	-

Tabell C.3: Hg-konsentrasjoner for ulike vannforekomster

Pb	Snitt	Med	Var	RSD	σ	Min	Maks
Sætervatnet (11)	0,0900	0,0836	0,00030	19,2	0,017	0,0717	0,127
Larsskogvatnet (8)	0,0923	0,0936	0,00037	21,0	0,019	0,0673	0,120
Lerivågbekken nedstrøms (6)	0,104	0,112	0,0015	36,9	0,039	0,0593	0,159
Leirvågbekken oppstrøms (6)	0,0670	0,0762	0,00054	34,7	0,023	0,0370	0,0879
Demma oppe (4)	0,798	0,649	0,096	38,7	0,31	0,630	1,26
Demma nede (7)	0,179	0,185	0,0029	30,2	0,054	0,100	0,226
Dragevassdraget (3)	0,0383	0,0354	<0,0001	21,3	0,0082	0,0321	0,0476
Lakselva (3)	0,0472	0,0493	<0,0001	12,2	0,0057	0,0407	0,0516
Undåsvatnet (4)	0,0639	0,0643	<0,0001	6,52	0,0042	0,0585	0,0686
Melkstadvassdraget (5)	0,101	0,871	0,0042	64,5	0,065	0,0459	0,213

Tabell C.4: Pb-konsentrasjoner for ulike vannforekomster

Cr	Snitt	Med	Var	RSD	σ	Min	Maks
Sætervatnet (11)	0,199	0,198	0,00050	11,2	0,022	0,163	0,236
Larsskogvatnet (8)	0,159	0,187	0,00089	16,1	0,030	0,140	0,234
Lerivågbekken nedstrøms (6)	0,148	0,156	0,0021	31,1	0,046	0,0959	0,220
Leirvågbekken oppstrøms (6)	0,0878	0,101	0,00098	35,7	0,031	0,0412	0,117
Demma oppe (4)	0,0185	0,173	0,0024	26,5	0,049	0,141	0,255
Demma nede (7)	0,277	0,305	0,0065	29,2	0,081	0,162	0,397
Dragevassdraget (3)	0,201	0,229	0,0034	29,1	0,59	0,134	0,240
Lakselva (3)	0,109	0,113	<0,0001	8,05	0,0088	0,0991	0,116
Undåsvatnet (4)	0,199	0,183	0,0019	21,8	0,043	0,167	0,263
Melkstadvassdraget (5)	3,77	3,30	6,0	64,7	0,65	0,647	7,85

Tabell C.5: Cr-konsentrasjoner for ulike vannforekomster

Ni	Snitt	Med	Var	RSD	σ	Min	Maks
Sætervatnet (11)	0,191	0,194	0,00088	15,5	0,030	0,147	0,242
Larsskogvatnet (8)	0,146	0,130	0,00086	20,2	0,029	0,120	0,199
Lerivågbekken nedstrøms (6)	0,205	0,197	0,0014	18,5	0,038	0,159	0,358
Leirvågbekken oppstrøms (6)	0,0959	0,0956	0,00086	30,5	0,029	0,0652	0,144
Demma oppe (4)	0,277	0,267	0,0017	15,1	0,042	0,240	0,336
Demma nede (7)	0,340	0,379	0,045	19,7	0,067	0,250	0,405
Dragevassdraget (3)	0,282	0,273	0,0019	15,3	0,0043	0,245	0,329
Lakselva (3)	0,101	0,105	<0,0001	8,99	0,0091	0,0909	0,108
Undåsvatnet (4)	0,230	0,229	<0,0001	3,77	0,0087	0,220	0,242
Melkstadvassdraget (5)	0,310	0,297	0,00050	7,21	0,022	0,293	0,345

Tabell C.6: Ni-konsentrasjoner for ulike vannforekomster

Cu	Snitt	Med	Var	RSD	σ	Min	Maks
Sætervatnet (11)	0,318	0,292	0,0061	24,5	0,078	0,241	0,470
Larsskogvatnet (8)	0,348	0,330	0,0043	18,8	0,066	0,269	0,445
Lerivågbekken nedstrøms (6)	1,02	0,842	0,40	75,4	0,63	0,620	2,29
Leirvågbekken oppstrøms (6)	0,178	0,180	0,0028	29,6	0,053	0,117	0,255
Demma oppe (4)	1,48	1,29	0,16	0,396	27	1,27	2,07
Demma nede (7)	0,905	0,958	0,031	19,3	0,18	0,651	1,16
Dragevassdraget (3)	0,367	0,383	0,0051	19,5	0,072	0,289	0,429
Lakselva (3)	0,307	0,347	0,011	33,4	0,10	0,190	0,383
Undåsvatnet (4)	0,410	0,418	0,00088	7,22	0,030	0,369	0,436
Melkstadvassdraget (5)	1,68	1,91	0,32	33,5	0,56	1,04	2,36

Tabell C.7: Cu-konsentrasjoner for ulike vannforekomster

Vedlegg D DGT

		Demma nede		Leirvågbecken nedstrøms		Leirvågbecken oppstrøms		Sætervatnet	
		Kons. (µg/l)	RSD (%)	Kons. (µg/l)	RSD (%)	Kons. (µg/l)	RSD (%)	Kons. (µg/l)	RSD (%)
Cd	P2	0,0037	53,1	0,0026	3,56	0,0026	13,3	0,0027	0,241
	P3	0,0017	127	0,0020	20,8	0,0019	0,226	0,0020	11,7
Pb	P2	0,017	1,80	0,026	8,98	0,0024	29,5	0,0018	13,8
	P3	0,066	91,4	0,020	39,2	0,013	5,20	0,029	6,54
Al	P2	2,98	6,47	4,15	10,9	3,38	15,4	3,09	6,5
	P3	1,00	19,9	2,18	76,8	0,969	17,0	2,57	99,3
Cr	P2	0,0298	10,0	0,0363	10,9	0,0354	10,3	0,0335	8,42
	P3	0,0118	27,7	0,0841	20,5	0,00878	34,4	0,00867	77,3
Mn	P2	0,568	3,8	0,756	7,9	0,859	23,7	0,820	9,4
	P3	1,50	7,10	1,17	9,36	2,16	6,84	2,50	3,67
Fe	P2	2,23	12,0	3,65	16,4	2,28	52,4	1,79	26,3
	P3	4,13	20,6	3,02	52,3	3,14	14,5	5,17	28,1
Ni	P2	0,0524	23,2	0,0668	39,6	0,104	56,4	0,107	41,0
	P3	0,0892	2,99	0,0674	11,9	0,046	16,3	0,00758	14,3
Cu	P2	0,206	3,53	0,270	14,6	0,313	31,3	0,216	9,77
	P3	0,583	15,9	0,460	33,9	0,325	4,0	0,580	70,9
Zn	P2	0,898	12,3	1,07	34,6	1,39	26,5	0,899	14,8
	P3	1,12	11,5	0,849	8,5	0,737	10,4	0,929	11,5

Tabell D.1: metallkonsentrasjoner målt med DGT-prober i fire ulike prøvepunkter ved to ulike prøvetakingspunkter. P2=15.11.14-16.11.14, P3=16.03.15-18.03.15. Konsentrasjonene er utregnet med som beskrevet i DGT research LTD (2003).

Prøve nr.	Tid (s)	Temp (°C)	Vannforekomst	Fortynnet fra (g)	Fortynnet til (g)
34	89890	3	Demma	0,857	8,691
35	89890	3	Demma	0,927	9,598
36	79080	2	Oppe, Leirvågbekken	0,841	8,903
37	79080	2	Oppe, Leirvågbekken	0,907	8,875
38	79440	2	Nede, Leirvågbekken	0,891	9,379
39	79440	2	Nede, Leirvågbekken	0,911	9,066
40	83100	2	Leirskogvatnet	0,911	8,817
41	83100	2	Leirskogvatnet	0,891	8,239
42	83100	2	Leirskogvatnet	0,825	8,239

Tabell D.2: Informasjon om DGT-prober satt ut i prøveperiode 2 (15.11.14-16.11.14).

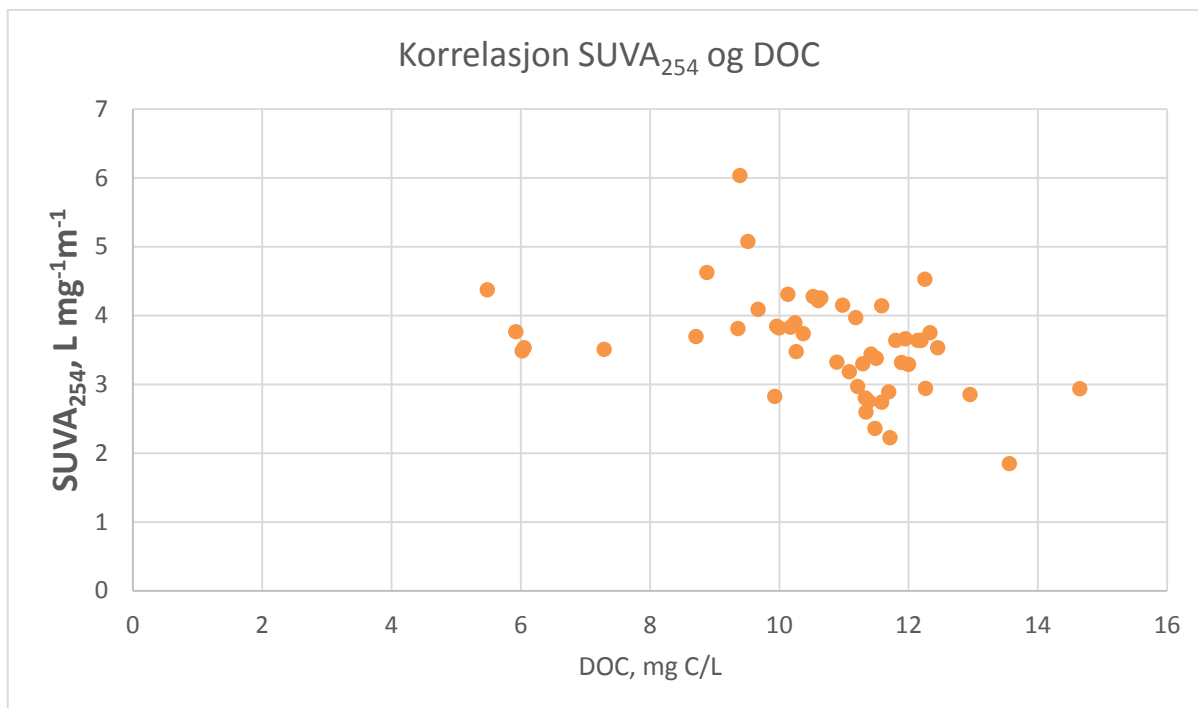
Prøve nr.	Tid (s)	Temp (°C)	Vannforekomst	Fortynnet fra (g)	Fortynnet til (g)
83	147960	2	Leirvågbekken, oppe	0,9415	9,4353
84	147960	2	Leirvågbekken, oppe	0,9335	9,4195
85	148500	3	Leirvågbekken, nede	0,9216	9,2038
86	148500	3	Leirvågbekken, nede	0,9062	9,0833
87	97812	3	Demma, nede	0,8754	8,7414
88	97812	3	Demma, nede	0,9486	9,5258
89	99900	3	Sætervatnet	0,9017	9,1318
90	99900	3	Sætervatnet	0,8325	8,3426
91	99900	3	Sætervatnet	0,9182	9,3937

Tabell D.3: Informasjon om DGT-prober satt ut i prøveperiode 3 (16.03.15-18.03.15).

Vedlegg E DOC og SUVA₂₅₄

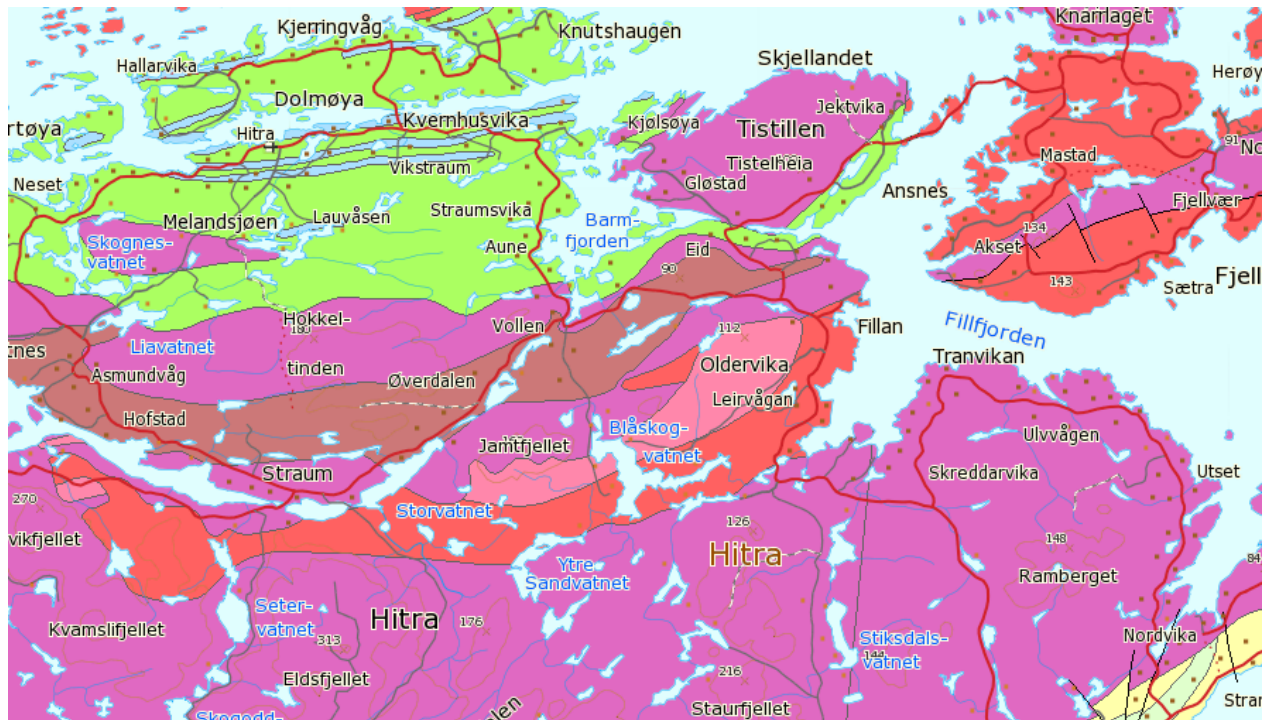
Tabell E.1: Analyseresultater av DOC og beregnet SUVA₂₅₄. Tabellen viser et aritmetisk gjennomsnitt av hver prøvetakingsperiode P1 (24.10.14-25.10.14), P2 (15.11.14-16.11.14) og P3 (16.03.15-18.03.15).

		DOC mg C/L	SUVA ₂₅₄ L mg ⁻¹ m ⁻¹
Sætervatnet	P1	11,8	3,69
Larsskogvatnet	P1	10,7	4,23
Leirvågbekken oppstrøms	P1	12,5	3,53
Leirvågbekken nedstrøms	P1	10,1	4,32
Demma	P1	14,7	2,94
Dragevassdraget	P1	10,0	5,15
Lakselva	P1	9,20	4,32
Undåsvatnet	P1	10,0	3,79
		DOC, mg C/L	SUVA ₂₅₄ L mg ⁻¹ m ⁻¹
Sætervatnet	P2	11,1	3,00
Larsskogvatnet	P2	11,6	3,09
Leirvågbekken oppstrøms	P2	11,6	3,13
Leirvågbekken nedstrøms	P2	10,2	3,89
Demma	P2	13,3	2,35
		DOC, mg C/L	SUVA ₂₅₄ L mg ⁻¹ m ⁻¹
Sætervatnet	P3	9,98	3,83
Larsskogvatnet	P3	10,3	3,79
Leirvågbekken oppstrøms	P3	5,7	4,07
Leirvågbekken nedstrøms	P3	7,33	3,29



Figur E.1 Korrelasjon mellom SUVA₂₅₄ og DOC ($R = -0,39$, $p < 0,05$ $n = 52$)

Vedlegg F Berggrunnskart



Figur F.1: Berggrunnskart over nord/østsidan av Hitra (Norges Geologiske Undersøkelse, u.å.-a).

Lilla: Dioritt, monzodioritt (Dioritt, stedvis gabbroide bergarter)

Rødt: Granitt, granodioritt

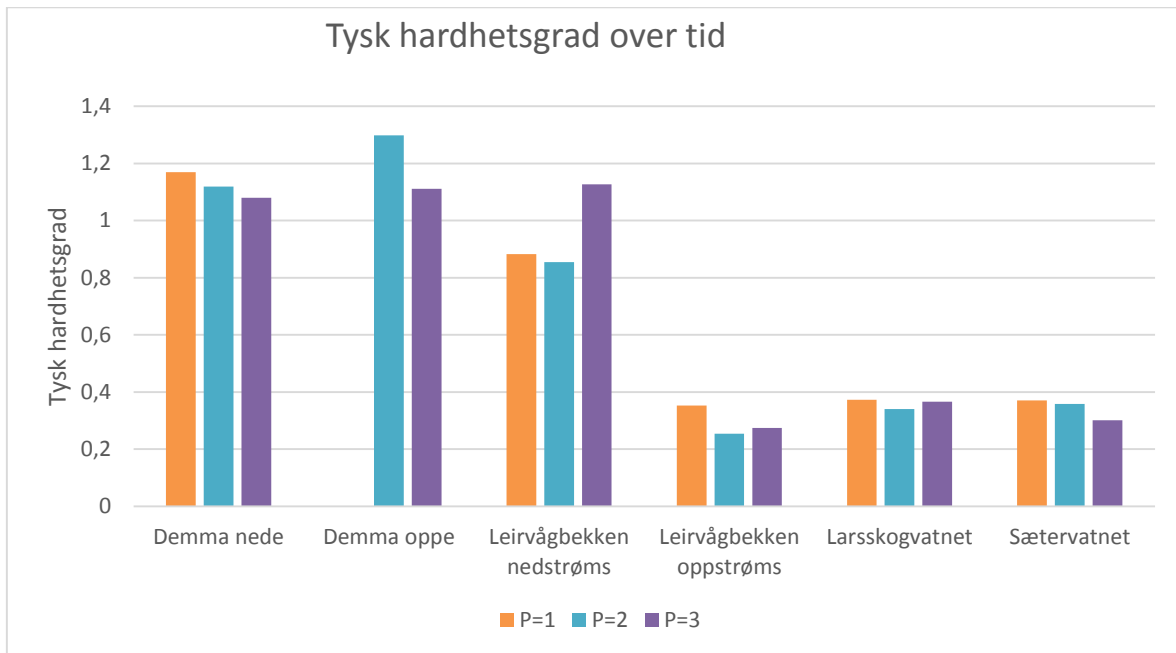
Rosa: Kvartsdioritt, tonalitt, trondhemitt

Mintgrønn: Glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt (Glimmergneis, biotittrik; antatt opprinnelig leirstein)

Lys blå: 1 Kalkspatmarmor, 2 glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt (Glimmergneis, biotittrik; antatt opprinnelig leirstein)

Burgunder: mangeritt til gabbro, gneis og amfibolitt (Finkornede gneis av varierende sammensetning med soner av amfibolitt)

Vedlegg G Vannets hardhet



Figur G.1: Fremstilling av vannets hardhet over tid

Vedlegg H Korrelasjoner

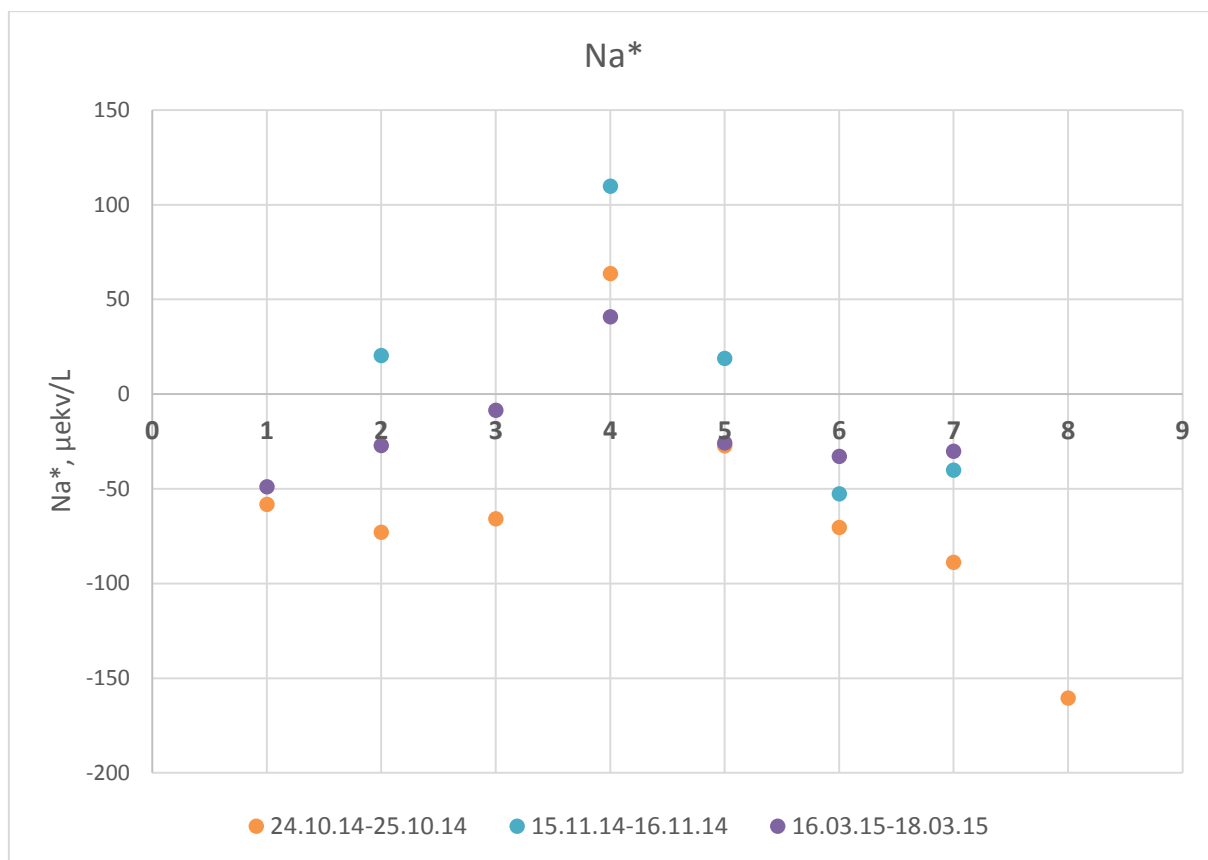
Tabell H.1: korrelasjonsfaktor (R) mellom konduktivitet og ulike ioner. 1-7= alle ferskvannsføremålingene.

	Sætervatnet N=15		Larsskogvatnet N=12		Vannforekomst 1-7 n=53	
	R	P-verdi (Statistisk signifikant, p<0,05)	R	P-verdi (Statistisk signifikant, p<0,05)	R	P-verdi (Statistisk signifikant, p<0,05)
Na	0,77	P<0,05 (Ja)	0,74	P<0,05 (Ja)	0,93	P<0,05 (Ja)
Mg	0,92	P<0,05 (Ja)	0,77	P<0,05 (Ja)	0,81	P<0,05 (Ja)
Al	0,37	P=0,17 (Nei)	-0,68	P<0,05 (Ja)	0,067	0,063 (Nei)
Si	0,63	P<0,05 (Ja)	-0,60	P<0,05 (Ja)	0,56	P<0,05 (Ja)
Cl⁻	0,89	P<0,05 (Ja)	0,71	P<0,05 (Ja)	0,71	P<0,05 (Ja)
K	0,45	P=0,092 (Nei)	0,52	P=0,083 (Nei)	0,95	P<0,05 (Ja)
Ca	0,91	P<0,05 (Ja)	0,21	P=0,51 (Nei)	0,82	P<0,05 (Ja)
Mn	-0,057	0,84 (Nei)	0,79	P<0,05 (Ja)	0,42	P<0,05 (Ja)
Fe	0,16	0,41 (Nei)	-0,66	P<0,05 (Ja)	0,30	0,029 (Nei)
Sr	0,71	P<0,05 (Ja)	-0,087	0,79 (Nei)	0,78	P<0,05 (Ja)
Br⁻	0,56	P<0,05 (Ja)	0,26	0,41 (Nei)	0,65	P<0,05 (Ja)
S	0,17	0,54 (Nei)	-0,34	0,28 (Nei)	0,88	P<0,05 (Ja)

Na												
0,79	Mg											
-0,045	-0,037	Al										
0,54	0,71	0,51	Si									
0,77	0,67	-0,24	0,147	Cl								
0,86	0,68	-0,12	0,54	0,51	K							
0,83	0,86	0,0015	0,77	0,53	0,79	Ca						
-0,40	-0,35	0,17	-0,33	-0,15	-0,48	-0,47	Mn					
-0,25	-0,16	0,67	0,13	-0,22	-0,41	-0,29	0,70	Fe				
0,83	0,83	0,11	0,78	0,54	0,75	0,98	-0,41	-0,21	Sr			
0,88	0,71	0,00035	0,65	0,50	0,82	0,84	-0,60	-0,30	0,79	S		
0,70	0,69	0,081	0,53	0,61	0,54	0,68	-0,41	-0,16	0,64	0,75	Br	

Tabell H.2: Korrelasjonskoeffisient (R) mellom ulike ioner i ferskvannsføremst. $N=63$. Svak korrelasjon: hvit. Moderat korrelasjon: blå. Sterk korrelasjon: lilla (Avsnitt 4.5).

Vedlegg I Ikke-marin Na (Na*)



Figur I.1: Na* for ulike vannforekomster over ulike perioder. Vannforekomstenes nummer finnes i listen under.

- 1: Dragevassdraget
- 2: Demma
- 3: Lakselva
- 4: Leirvågbekken nedstrøms
- 5: Leirvågbekken oppstrøms
- 6: Larsskogvatnet
- 7: Sætervatnet
- 8: Undåsvatnet

Vedlegg J Feltobservasjoner

Vedlegget gir en kort beskrivelse av vær og forhold i forkant og under prøvetakingene.

Første prøveperiode, 24.10.14-25.10.14 (fredag og lørdag)

Før denne prøvetakingen har det vært noe nedbør. Spesielt dagen før, den 23. oktober. Under prøvedagene var det omtrent 10 °C på dagtid i luften, og en del nedbør 25. oktober. Det ble observert god vannføring i elver.

Dato	Temperatur °C				Nedbør			Vind i m/s	
	Maks	Min	Middel	Normal	Akkumulert nedbør i mm (mått kl 7 for siste 24 timer)	Nedbørtype	Snødybde cm	Maks	Middel
25. oktober 2014	13,1°	7,5°	10,7°	---	8,4 mm	---	---	9,3 m/s	4,2 m/s
24. oktober 2014	12,6°	9,0°	10,5°	---	0,9 mm	---	---	9,4 m/s	3,7 m/s
23. oktober 2014	13,0°	6,6°	10,8°	---	7,8 mm	---	---	11,8 m/s	6,2 m/s
22. oktober 2014	11,3°	7,7°	9,1°	---	0,0 mm	---	---	15,1 m/s	4,7 m/s
21. oktober 2014	11,7°	8,3°	10,3°	---	2,0 mm	---	---	13,9 m/s	7,9 m/s
20. oktober 2014	13,5°	8,8°	9,8°	---	0,0 mm	---	---	7,9 m/s	5,4 m/s
19. oktober 2014	15,1°	9,1°	11,3°	---	5,6 mm	---	---	9,4 m/s	3,0 m/s
18. oktober 2014	10,9°	1,5°	7,1°	---	0,0 mm	---	---	6,4 m/s	3,1 m/s
17. oktober 2014	9,5°	2,4°	5,6°	---	0,0 mm	---	---	6,8 m/s	3,3 m/s
16. oktober 2014	9,6°	2,9°	6,8°	---	0,0 mm	---	---	5,6 m/s	3,4 m/s
15. oktober 2014	9,2°	2,3°	5,6°	---	0,0 mm	---	---	3,1 m/s	1,6 m/s

Figur J.1: Været som var før og under første prøveperiode. Data er hentet fra yr.no, 25.05.2015, http://www.yr.no/sted/Norge/Sør-Trøndelag/Hitra/Fillan/detaljert_statistikk.html,

Andre prøveperiode, 15.11.14-16.11.14 (lørdag og søndag)

Det har i forkant av denne prøvetakingen vært lite nedbør i området. Heller ingen nedbør under selve prøvetakingen. Lufttemperaturer under prøvetakingen var på omtrent 7 °C på dagtid. Statistikken er hentet fra yr.no, og gjelder for Sandstad, Hitra.

Dato	Temperatur °C				Nedbør			Vind i m/s	
	Maks	Min	Middel	Normal	Akkumulert nedbør i mm (mått kl 7 for siste 24 timer)	Nedbørtype	Snødybde cm	Maks	Middel
16. november 2014	10,0°	5,4°	7,4°	---	0,0 mm	---	---	5,9 m/s	2,3 m/s
15. november 2014	10,3°	5,5°	8,1°	---	0,0 mm	---	---	5,1 m/s	2,0 m/s
14. november 2014	10,4°	6,9°	8,2°	---	0,9 mm	---	---	5,5 m/s	1,2 m/s
13. november 2014	10,4°	2,1°	7,8°	---	0,0 mm	---	---	6,4 m/s	2,4 m/s
12. november 2014	7,5°	2,6°	5,7°	---	4,5 mm	---	---	7,5 m/s	3,1 m/s
11. november 2014	9,2°	6,8°	7,7°	---	0,0 mm	---	---	7,0 m/s	3,8 m/s
10. november 2014	11,5°	7,1°	8,6°	---	0,6 mm	---	---	5,7 m/s	2,1 m/s
9. november 2014	11,1°	5,9°	9,1°	---	0,0 mm	---	---	7,9 m/s	2,4 m/s
8. november 2014	10,6°	5,0°	8,7°	---	0,0 mm	---	---	7,6 m/s	4,6 m/s
7. november 2014	7,9°	3,0°	5,6°	---	0,0 mm	---	---	7,9 m/s	2,7 m/s
6. november 2014	7,2°	0,0°	4,6°	---	0,0 mm	---	---	9,2 m/s	4,8 m/s

Figur J.2: været som var før og under andre prøveperiode. Data er hentet fra yr.no, 25.05.2015, http://www.yr.no/sted/Norge/Sør-Trøndelag/Hitra/Fillan/detaljert_statistikk.html.

Tredje prøvetakingsrunde, 16.03.15-18.03.15 (mandag-onsdag)

Høye temperaturer på dagtid (8-11 grader) og sol. Kaldt på nettene. Temperaturen i vannforekomstene var derfor lave. Is på både Larsskogvatnet og Sætervatnet. Siste dagene lite nedbør. Mindre vannføring i noen av elvene.

Været fra yr.no. Høye mars-temperaturer. Som figuren viser har det vært flere dager uten regn, nesten en uke. Værstatistikken er hentet fra Yr.no, og er for Sandstad, Hitra.

Dato	Temperatur °C				Nedbør			Vind i m/s	
	Maks	Min	Middel	Normal	Akkumulert nedbør i mm (målt kl 7 for siste 24 timer)	Nedbørtype	Snødybde cm	Maks	Middel
18. mars 2015	9,6°	1,9°	5,8°	---	0,0 mm	---	---	3,5 m/s	2,2 m/s
17. mars 2015	11,2°	2,4°	6,1°	---	0,0 mm	---	---	4,0 m/s	1,8 m/s
16. mars 2015	9,6°	0,5°	5,2°	---	0,0 mm	---	---	5,1 m/s	1,7 m/s
15. mars 2015	10,3°	-1,3°	4,5°	---	0,0 mm	---	---	4,6 m/s	1,9 m/s
14. mars 2015	10,8°	0,4°	5,9°	---	0,0 mm	---	---	6,5 m/s	2,4 m/s
13. mars 2015	12,6°	4,5°	8,3°	---	0,0 mm	---	---	6,4 m/s	3,6 m/s
12. mars 2015	9,2°	4,1°	6,9°	---	0,2 mm	---	---	12,6 m/s	5,2 m/s
11. mars 2015	8,3°	1,0°	5,1°	---	13,2 mm	---	---	9,0 m/s	3,5 m/s
10. mars 2015	7,4°	4,3°	5,5°	---	1,7 mm	---	---	11,8 m/s	5,6 m/s
9. mars 2015	6,6°	1,7°	4,5°	---	11,3 mm	---	---	15,1 m/s	7,8 m/s
8. mars 2015	8,4°	0,4°	3,4°	---	24,8 mm	---	---	15,4 m/s	6,5 m/s

Figur J.3: Været som var både før og under tredje prøveperiode. Data er hentet fra yr.no, 25.05.2015, http://www.yr.no/sted/Norge/Sør-Trøndelag/Hitra/Fillan/detaljert_statistikk.html

