

Analyse av Røynevannet som mulig reservedrikkevannskilde for Grimstad kommune

Aurora Fossøy

Master i realfag

Innlevert: juni 2018

Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Dette er en masteroppgave på lektorutdanningen i realfag (LUR) skrevet ved Institutt for kjemi på Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Denne oppgaven markerer avslutningen på utdanningen min på LUR.

I forbindelse med denne masteroppgaven vil jeg først og fremst takke veilederen min, professor Øyvind Mikkelsen, for god hjelp gjennom hele masteroppgaven. Jeg har fått hjelp og veiledning i alt fra prøvetakning, til analyse og ferdigstilling av oppgaven. Jeg må også takke senioringeniør Syverin Lierhagen for analyse av prøvene på ICP-MS. Jeg vil også takke Grimstad kommune for en spennende masteroppgave, og for god hjelp, særlig under prøvetakningen til oppgaven.

Til slutt vil jeg takke alle vennene mine på LUR for all deres hjelp og inspirasjon under hele studiet, og for alle de gøyete tingene vi har funnet på sammen. Jeg vil også takke alle i NTNUI orientering for verdens beste sosiale treningsmiljø. I dette miljøet kan man virkelig finne overskudd, inspirasjon og motivasjon til å studere. Helt til slutt vil jeg takke mamma og pappa for all deres hjelp og støtte under hele utdanningen.

Trondheim, 1. juni 2018

Aurora Fossøy

Sammendrag

I denne masteroppgaven er Røynevannet undersøkt, med hensyn på den kjemiske kvaliteten. Hensikten er å undersøke om vannet kan benyttes som reservedrikkevannskilde for Grimstad kommune. Røynevannet er prøvetatt på ulike punkter og dybder, og analysert for 56 ulike elementer. Alle disse elementene er analysert ved å benytte HR-ICP-MS. På utvalgte prøvepunkter i Røynevannet ble det også analysert TOC, DOC og total nitrogen. Dette ble gjort ved å benytte et NDIR-instrument. De fysikalsk-kjemiske parameterne pH, temperatur, ledningsevne, turbiditet og redokspotensial ble også registrert på utvalgte punkter. Bekkene som fører inn og ut av vannet, er undersøkt for 45 av de 56 elementene.

Resultatene fra vannprøvene tatt i Røynevannet ble kategorisert ved å benytte Drikkevannsforskriften (2016) og SFT veiledning 97:04 «Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann», og diskutert opp mot disse. Det ble også laget dybdeprofiler, og gjennomført en PCA analyse av datamaterialet. Resultatene ble også sammenliknet med resultater fra dagens drikkevannskilde, Rorevannet. I tillegg er resultatene diskutert opp mot geologien i området rundt vannet, tilførselsbekkenes påvirkning og forskjeller mellom den kjemiske sammensetningen i overflatevannet og bunnvannet.

Generelt har Røynevannet et lavt innhold av ioner. Ingen av elementene oversteg grenseverdiene eller tiltaksgrensene i Drikkevannsforskriften (2016). Aluminiumkonsentrasjonen ligger ikke så veldig langt under tiltaksgrensen. Sammen med et noe høyt innhold av organisk materiale, og en relativt lav pH, er dette noe som kan skape utfordringer for vannkvaliteten. pH i Røynevannet er lavere enn i Rorevannet. Konsentrasjonene av både fosfor og nitrogen er lave, og er lavere enn konsentrasjonene i Rorevannet. Både ledningsevnen og turbiditeten i Røynevannet er akseptable, og omtrent like som i Rorevannet. Konsentrasjonen av bly er noe høyt i Røynevannet, selv om konsentrasjonen ikke oversteg grenseverdien gitt i Drikkevannsforskriften (2016). Røynevannet kan kategoriseres som et «meget bløtt» vann, noe som er gunstig i forhold til husholdningsbruk. Med utgangspunkt i prøvene, analysene og resultatene fra Røynevannet, er den kjemiske kvaliteten i vannet god nok til at Grimstad kommune kan utrede videre bruken som reservedrikkevannskilde.

Summary

In this master thesis, the freshwater Røynevannet have been tested according to its chemical quality. The purpose of this research is determine whether or not the water can be used as a backup drinking water source for Grimstad kommune. Røynevannet has been tested at several different points and depths, and analyzed for 56 different elements. All these elements, have been analyzed by using HR-ICP-MS. On selected sampling points in Røynevannet TOC, DOC and total nitrogen was also analyzed. This was done by using a NDIR – instrument. The physical – chemical parameters pH, temperature, conductivity, turbidity and redox potential was also registered at selected points. The streams leading to and from the water, have been analyzed for 45 of the 56 elements.

The results from the water samples in Røynevannet was categorized by using the drinking water regulations (2016) and SFT guides 97:04 “Classification of Environmental Condition in Freshwater”, and discussed against them. Depth profiles have also been made and have been competed a PCA on the data material. The results was then compared to results from today’s drinking water, Rorevannet. In addition, the result was discussed against the geology in the area around the water, the streams impact and differences between the chemical composition in the surface water and bottom water.

Generally, Røynevannet has a low concentration of ions. None of the elements exceeded the limits or action limits in the Drinking Water Regulations (2016). The aluminium concentration lies not far below the action limit. Together with a slightly high content of organic material and a relatively low pH, it can create challenges for the quality of drinking water. The pH of Røynevannet is lower than in Rorevannet. The concentrations of both phosphorus and nitrogen are very low, and also in lower concentrations than in Rorevannet. Both turbidity and conductivity in Røynevannet were acceptable, and approximately the same as in Rorevannet. The concentration of lead in the water is a little bit high, even though the concentration was not so high that it exceeded the limit in the Drinking Water Regulations (2016). Røynevannet can be categorized as a “very soft” water, which is useful for the use in private households. According to the samples, analyzes and results from Røynevannet, the chemical quality gives Grimstad kommune good reason to further research the use as a backup drinking water source.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	i
Sammendrag	iii
Summary	v
Innholdsfortegnelse	vii
1. Introduksjon	1
1.1 Mål for oppgaven.....	1
1.2 Oppgavens struktur	1
2 Teori.....	3
2.1 Drikkevann.....	3
2.2 Sporelementer.....	3
2.3 Høyopløselig induktivt koblet plasma-massespektrometri (HR-ICP-MS)	5
2.4 Total organisk karbon (TOC)	8
2.5 NDIR-instrument.....	9
2.6 Registrering av fysikalsk-kjemiske parametere	10
2.6.1 pH.....	10
2.6.2 Ledningsevne	11
2.6.3 Turbiditet	12
2.6.4 Redokspotensial	12
2.7 Tiltaksgrenser og tilstandsklasser for fysikalsk-kjemiske parameterne og elementer .	13
2.8 Escherichia coli (E.coli).....	15
2.9 Hardhet i vann	15
3 Metoder for kvalitetssikring av data	17
3.1 Kvalitetssikring av prøvetakning.....	17
3.1.1 Konservering av prøver	17
3.2 Analyse av prøver	18
3.3 Kvalitetskontroll.....	19
3.3.1 Kalibreringskurve	19
3.3.2 Deteksjonsgrense	20
3.4 Prinsipal komponentanalyse (PCA).....	21
4 Eksperimentelt.....	23
4.1 Røynevannet.....	23
4.2 Geologi i området	25
4.3 Prøvetakning.....	26
4.4 Analyse	30
4.4.1 HR-ICP-MS analyse.....	30

4.4.2	Analyse av TOC, DOC og total nitrogen.....	31
4.4.3	Fysikalsk-kjemiske parametere	31
4.5	Analyse og prøvetakning av E.coli	32
5	Resultater	33
5.1	Dybdeprofiler	33
5.2	Tilstandsklasse og Drikkevannsforskriften.....	40
5.3	Askedalsbekken og Loppebekk.....	42
5.4	Fysikalsk-kjemiske parametere	43
5.5	E.coli	43
5.6	Forklaringer til prøvetakningen	43
5.7	Annullering av prøver	43
6	Diskusjon.....	45
6.1	Drøfting av dybdeprofiler	45
6.2	Sammenlikning av Røynevannet og Rorevannet.....	47
6.3	Diskusjon opp mot tilstandsklasser og Drikkevannsforskriften	49
6.4	Sammenhenger mellom ulike elementer i Røynevannet	52
6.5	Vannets innhold og geologi i området	54
6.6	Tilførselsbekkenes bidrag til Røynevannet	55
6.7	Lokal påvirkning av Røynevannet.....	56
6.8	Kvalitetssikring av dataene	58
6.8.1	Kvalitetssikring av prøvetakning.....	58
6.8.2	Kvalitetssikring av elementanalysen.....	58
6.8.3	Kvalitetssikring i TOC/DOC og TN analyse.....	60
7	Konklusjon.....	61
8	Litteratur.....	63
9	Vedlegg	67

1. Introduksjon

I forbindelse med drikkevannsforsyningen i Grimstad kommune er det ønskelig å etablere en reservedrikkevannskilde som kan benyttes dersom dagens drikkevannskilde, Rorevannet, skulle bli forurenset. Rorevannet forsyner i dag over 60 000 mennesker med drikkevann i både Arendal og Grimstad kommune (NIVA, 2014). Dersom det skulle hende noe som forringer vannkvaliteten, og dermed hindrer at vannet kan benyttes som drikkevannskilde, vil dette berøre et stort antall mennesker og få store konsekvenser. Det er også ønskelig å etablere en reservedrikkevannskilde som kan benyttes dersom det i perioder skulle bli behov for ekstra vanntilførsel. I denne forbindelse er det ønskelig å undersøke om Røynevannet har en kjemisk kvalitet, som gjør den egnet til å bli en reservedrikkevannskilde for Grimstad kommune.

Røynevannet er en innsjø som ligger i både Grimstad og Arendal kommune. Vannet er ikke blitt kartlagt tidligere, og har derfor ukjente dybder og ukjent kjemisk sammensetning. Røynevannet ligger i et område med relativt lite menneskelig aktivitet, og ligger i nedbørsfeltet til dagens drikkevannskilde, Rorevannet (NIVA, 2014).

1.1 Mål for oppgaven

Formålet med denne masteroppgaven er å undersøke Røynevannets egnethet som reservedrikkevannskilde med hensyn på den kjemiske kvaliteten til vannet. Da dette er en masteroppgave innenfor kjemi vil det også legges vekt på å forklare ulike årsakssammenhenger og konsekvenser av de ulike resultatene. Hovedvekten av analysene vil gå på elementanalyse, men også organisk materiale og et utvalg fysikalsk-kjemiske parametere vil bli analysert.

I denne oppgaven vil det ikke bli undersøkt interiørmessige utfordringer, vanndybder, vannføring eller andre faktorer utover det kjemiske som kan ha betydning for vannets egnethet som reservedrikkevannskilde.

1.2 Oppgavens struktur

Kapittel 2 presenterer relevante forkunnskaper for å lese oppgaven. Teknikkene benyttet til analyse beskrives, og det gjøres rede for de fysikalsk-kjemiske parameterne som blir drøftet i oppgaven.

Kapittel 3 gjør rede for metoder for kvalitetssikring av data i prøvetakning og analyse. Det presenteres også en statistisk metode, PCA, for behandling av resultatene.

Kapittel 4 beskriver hvordan vannprøvene er tatt, hvordan disse er analysert og hvilket utstyr som er blitt benyttet.

Kapittel 5 presenterer resultatene fra analyse gjennom dybdeprofiler, gjennomsnittskonsentrasjoner og tilstandsklasser.

Kapittel 6 drøfter resultatene fra analyse opp mot blant annet resultater fra Rorevannet, Drikkevannsforskriften (2016), SFT veiledning 97:04 og geologien i området. Resultatene fra PCA- analysen diskuteres også. Til slutt i kapitlet drøftes kvalitetssikringen av prøvetakningen og analysen opp mot ISO-standarder.

Kapittel 7 oppsummerer de viktigste poengene i oppgaven og konkluderer.

2 Teori

I dette kapitlet presenteres teori rundt ferskvann og analyse av disse. Først defineres drikkevann, før innholdet av sporelementer i vann presenteres. Deretter presenteres ICP-MS, en metode benyttet til å analysere innholdet av sporelementer i vann i denne oppgaven. Etter dette følger en presentasjon av organisk materiale i vann, og hvordan dette kan analyseres. De fysikalsk-kjemiske parameterne, pH, ledningsevne, turbiditet og redokspotensial presenteres også. Deretter presenteres veiledere til å kategorisere miljøtilstand i vann og tiltaksverdier fra Drikkevannsforskriften (2016). Til slutt i kapitlet defineres hardhet i vann.

2.1 Drikkevann

Drikkevann er definert som «Alle former for vann som enten ubehandlet eller etter behandling skal drikkes, brukes i matlaging, til andre husholdningsformål eller i næringsmiddelforetak der det stilles krav om bruk av drikkevann» (Drikkevannsforskriften, 2016). Alt vann som benyttes daglig i en husholdning betegnes derfor som drikkevann (Mattilsynet, 2018).

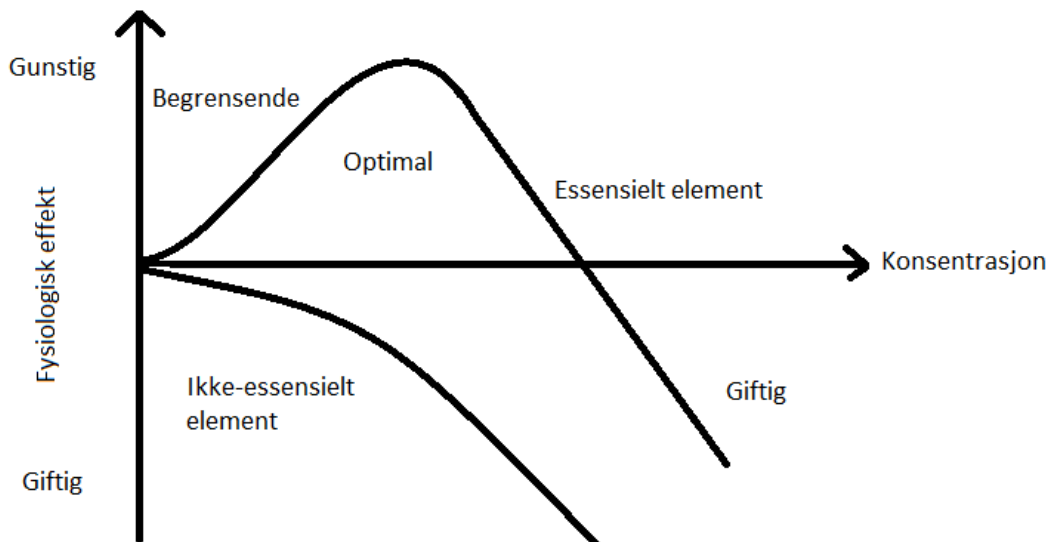
Den som eier vannverket, er ansvarlig for at vannet som leveres er «helsemessig trygt, klart og uten fremtredende smak og farge» (Drikkevannsforskriften, 2016). Det stilles derfor krav til at vannet som benyttes som drikkevann, renses for mulige bakterier og helseskadelige forbindelser, som måtte finnes i vannet. Drikkevannsforskriften (2016) angir derfor grenseverdier og tiltaksgrenser for et utvalg grunnstoffer, forbindelser, fysikalsk-kjemiske parametere og *Escherichia coli* (E.coli).

Hva en innsjø inneholder avhenger av forholdene og miljøet i området rundt vannet, som mengden nedbør, geologi, jord og vegetasjon. Vann er et godt løsningsmiddel og det transporterer både naturlige forbindelser og forurensinger. Denne egenskapen er med på å påvirke flere av vannets egenskaper. Vannet kan få tilført ioner gjennom blant annet forvitring av bergarter, avrenning fra jordsmonn, fra nedbør og fra antropogene kilder (Skjelkvåle *et al.*, 1997) (Fifield, 2000a).

2.2 Sporelementer

På jorda finnes det naturlig 90 ulike grunnstoffer, og disse varierer i konsentrasjon avhengig av hvor de befinner seg. Sporelementer er de grunnstoffene vi naturlig finner i svært lave konsentrasjoner. De finnes gjerne i konsentrasjoner i $\mu\text{g/L}$ eller ng/L (Ward, 2000; Marcovecchio *et al.*, 2014).

Vann er en viktig kilde til sporelementer for mennesker. Noen av sporelementene, for eksempel Co, Cu, F, Fe, I, Si og Zn, er det essensielt at mennesker får i seg (Ward, 2000). Disse sporelementene er essensielle for mennesker fordi de må være tilstede i ulike viktige prosesser i kroppen, som for eksempel kofaktorer i enzymer. Mennesker trenger de essensielle sporelementene i bestemte konsentrasjoner. Dersom en person får i seg for lite av essensielle sporelementer, kan personen få mangelsykdommer. Blir konsentrasjonen for høy, kan sporelementene være giftige for kroppen (Stumm og Morgan, 1996). Det finnes også ikke-essensielle sporelementer, hvilket er grunnstoffer som kroppen ikke trenger, og som er betegnet som giftige. Cd, Hg og Pb er eksempler på ikke-essensielle sporelementer og for disse øker graden av giftighet med økende konsentrasjon (Stumm og Morgan, 1996; Ward, 2000). I figur 2.1 illustreres hvordan konsentrasjonen av essensielle og ikke-essensielle elementer får betydning for fysiologiske effekter. Essensielle elementer vil være begrensende i lave konsentrasjoner, ha et konsentrasjonsområde hvor de er optimale og blir giftige når de er i for høye konsentrasjoner. Ikke-essensielle elementer blir mer og mer giftige med økende konsentrasjon.



Figur 2.1: Figuren viser essensielle og ikke-essensielle elementer i forhold til konsentrasjon og fysiologisk effekt. Essensielle elementer er begrensende i lav konsentrasjon, har et konsentrasjonsområde hvor de er i optimal konsentrasjon, men når konsentrasjonen blir høyere enn dette, blir de mer og mer giftige. Ikke-essensielle metaller blir mer og mer giftige med økende konsentrasjon. Figuren er laget med utgangspunkt i figur 10.6 i «Aquatic Chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters» (Stumm og Morgan, 1996).

Sporelementer kan forurene i vann ved at det skjer en økning i konsentrasjonen av sporelementer i forhold til den naturlige konsentrasjonen i vannet (Ward, 2000). Denne økningen i konsentrasjonen kan komme av både naturlige og antropogene kilder. I akvatiske miljøer finnes det flere ulike antropogene kilder som kan forurene. Gruvedrift, forbrenning av kull og drivstoff og industri, er kilder som kan påvirke direkte, eller som atmosfærisk nedfall av tungmetaller (Ward, 2000). Kilder til bly kan være blybensin, maling, smelteverk eller annen industri (Flora, Flora og Saxena, 2006). Både sink og kadmium kan forurene vann via atmosfæren fra smelteverksindustri (Hem, 1972). Økte konsentrasjoner av svovel kan tilføres til vann via atmosfæren fra forbrenning av fossilt brensel (NIVA, 2008).

Denne tilførselen av svovel kommer gjerne fra Europa som såkalte langtransporterte forurensninger, og avsettes som sur nedbør. Andre sporelementer kan også transporteres via atmosfæren til Norge fra Europa og forurene (NIVA, 2008). Ved langtransporterte forurensninger, transporterer atmosfæren kjemiske forbindelser over større avstander, og avsetter dem som tørravsetninger eller våtavsetninger, via regn, betydelige avstander borte fra kilden (Manahan, 2010). I Norge er Sørlandet er mest utsatt for både disse langtransporterte forurensningene, og for sur nedbør (NIVA, 2008). Naturlige kilder til sporelementer i vann kan blant annet være sjøsprøyt, jord og mineraler (Singer, 1973). Konsentrasjonen av sporelementer i vann kontrolleres i stor grad av berggrunnens sammensetning, dersom vannet ikke er kontaminert av antropogene kilder (Garrett, 2000).

I hvilken grad sporelementer gir forurensning i akvatiske miljøer avhenger av mengden sporelementer, varigheten av utslippene og i hvilken form sporelementene opptrer i vannet. Sporelementene vil opptre i ulik form avhengig av ulike faktorer som pH, løselighet, temperatur og hvordan andre forbindelser i vannet opptrer (Ward, 2000). De kan blant annet være sorbert til leiremineraloverflater i suspenderte partikler og kolloider, eller de kan være løst opp i vannet (Singer, 1973). Hvilken form et element opptrer i, vil bestemme hvor giftig eller biotilgjengelig grunnstoffet er (Ward, 2000).

2.3 Høyopløselig induktivt koblet plasma-massespektrometri (HR-ICP-MS)

En av analysemetodene benyttet i denne masteroppgaven er høyopløselig induktivt koblet plasma massespektrometri (HR-ICP-MS, *High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*). I en ICP-MS benyttes en induktivt koblet plasma (ICP) for å atomisere prøven. Denne benyttes sammen med et massespektrometer, som skal detektere prøven (Skoog *et al.*, 2014). ICP-MS er en teknikk som egner seg godt for multi-element analyse av sporelementer

og ultrasporelementer, da den har svært lave deteksjonsgrenser. Deteksjonsgrensen går ned til pg/mL for flere grunnstoffer (Smith og Nordberg, 2015).

Det finnes også andre metoder som kan benyttes til elementanalyse. To eksempler er flamme absorpsjon spektroskopi (FAAS) og induktivt koblet plasma optisk emisjonsspektroskopi (ICP-OES). Disse teknikkene har ikke like lav deteksjonsgrense som ICP-MS, og FAAS gir heller ikke muligheten for multi-elementanalyse. Den lave deteksjonsgrensen gjør ICP-MS til en mer egnet teknikk for elementanalyse, og den høye temperaturen i ICPen gjør også at ICP-MS kan håndtere mer komplekse matrikser. ICP-MS kan detektere over 70 grunnstoffer på få minutter (Thomas, 2004; Skoog *et al.*, 2014).

For å kunne analyseres i ICP-MS må prøven være flytende. Det første som skjer i en ICP-MS analyse er at prøven blir omdannet til en aerosol som inneholder 1-2% av den opprinnelige prøven (Thomas, 2004). Aerosolen blir så transportert til et spraykammer ved hjelp av argongass, og deretter videre til plasmaen (Beauchemin, 1999).

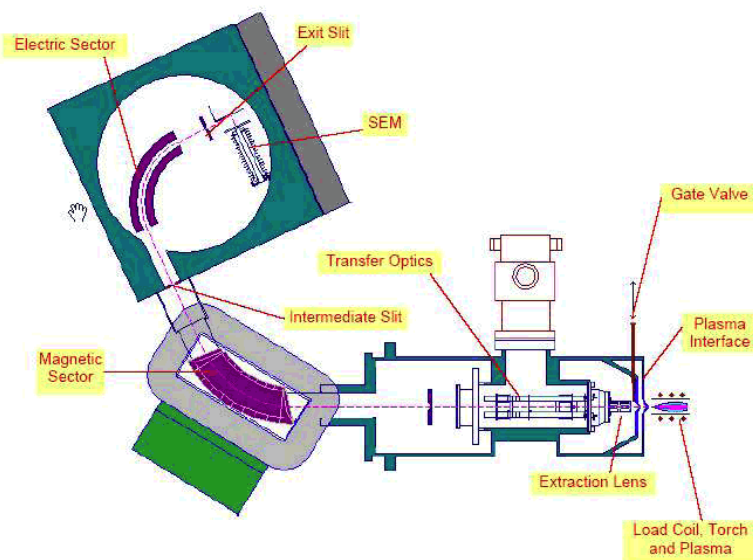
Plasmaen atomiserer og ioniserer prøven. Først fjernes løsningsmiddelet, deretter blir prøven omdannet til gass, før den videre blir atomisert og ionisert (Beauchemin, 1999). Atomiseringen og ioniseringen i plasmaen er en av årsakene til den lave deteksjonsgrensen til ICP-MS (Smith og Nordberg, 2015).

Ionene som er dannet i plasmaen blir så overført til grensesnittet mellom ICPen og massespektrometeret (Skoog *et al.*, 2014). Her er det et vakuum som er dannet av to eller tre metallkjegler. Metallkjeglene har en liten åpning som ionene kan passere gjennom for å nå massespektrofokuseringssystemet, som har som oppgave å elektrostatisk fokusere i ionene mot masseseperasjonsdelen. Samtidig som massespektrofokuseringssystemet sørger for at ionene når masseseperasjonsdelen, sørger det også for at fotoner, partikler og nøytrale forbindelser ikke når detektoren. Masseseperasjonsdelen slipper gjennom ioner med et visst masse-ladningsforhold. Disse ionene kan deretter analyseres av detektoren (Thomas, 2004). I en ICP-MS brukes normalt et kvadrupol-massespektrometer (Skoog *et al.*, 2014).

Det kan være flere ulike typer interferenser som kan påvirke resultatene fra en ICP-MS analyse. Spektralinterferenser kan forårsakes ved at molekyler overlapper eller ved isobariske interferenser. Molekyler kan overlappe med den isotopen som er av interesse, og dermed påvirke resultatene (Smith og Nordberg, 2015). Isobariske interferenser er at grunnstoffer ofte har flere ulike isotoper, hvor noen av disse kan overlappe med isotoper for andre grunnstoffer (Taylor, 2001). Resultatene fra ICP-MS kan også påvirkes av ikke-spektralinterferenser. Slike

interferenser kan forårsakes ved at signalet fra matriks blir forsterket eller redusert, og dermed gir feil resultater. Matriks er de forbindelsene som finnes i prøven, med unntak av analytten. Matrikseffekten kan vanligvis reduseres ved å fortynne prøven som skal analyseres (Skoog *et al.*, 2014; Smith og Nordberg, 2015).

HR-ICP-MS benyttes for å oppnå en bedre oppløsning i massespektrometeret og dermed unngå overlappende molekulære interferenser. Apparatet har et sterkere og mer stabilt magnetfelt enn det vanlig ICP-MS har, og klarer derfor å unngå flere interferenser (Smith og Nordberg, 2015). I HR-ICP-MS er det både en magnetisk og elektrisk sektor som benyttes for å separere og fokusere ionene (Gießmann og Greb, 1994). Den magnetiske sektoren sprer alle ionene fra inngangsspalten med hensyn til ionenes energi og masse. Den elektriske sektoren skiller så ionene utfra ioneenergi og fokuserer dem mot utgangsspalten. Dette kalles et dobbeltfokuserende høyoppløselig massespektrometer (Taylor, 2001). Figur 2.2 viser hvordan et HR-ICP-MS apparat kan se ut. En ulempe ved bruk av HR-ICP-MS er at når oppløsningsstyrken øker, blir det samtidig en reduksjon i signalintensiteten (Thomas, 2004). Dette kan begrense deteksjonen, dersom prøven inneholder lave konsentrasjoner av analytten. I forhold til ICP-MS med et kvadrupol-massespektrometer bruker HR-ICP-MS opptil 4-5 ganger så lang tid på analysen (Wolf, 2005).



Figur 2.2: Figuren viser ulike komponenter i et Finnigan HR-ICP-MS apparat (Thermo Finnigan, San Jose, CA. Hentet fra: <https://crustal.usgs.gov/laboratories/icpms/intro.html>)

2.4 Total organisk karbon (TOC)

Total organisk karbon (TOC, *total organic carbon*) kan fortelle noe om innholdet av humusstoffer i vannet. Humus er store sammensatte organiske molekyler som stammer fra døde planterester og er svært vanlige i både jord og vann (Manahan, 2010; Ødegaard, 2012). TOC består av både oppløst organisk karbon (DOC, *dissolved organic carbon*) og partikulært organisk karbon (POC, *particulate organic carbon*). Organisk karbon med partikkelstørrelse større enn 0,45 µm regnes som POC, mens partikkelstørrelse under 0,45 µm, defineres som DOC (Reuter og Perdue, 1977). Generelt har norske innsjøer et lavt innhold av TOC, men hvis innholdet av TOC overstiger 2-3 mg C/L vil vannet ha en brunlig farge (Skjelkvåle *et al.*, 1997).

Det er flere utfordringer knyttet til et høyt innhold av humus i vann. Estetisk har ikke vannet det utseendet mange forventer av rent drikkevann, da dette gjerne forventes å være klart, uten partikler og farge. En annen utfordring med høyt humusinnhold i vann er misfarging. Dette kan skje ved at hvite klær får en gulaktig farge etter vask, eller at det kan legges igjen et brunlig belegg i vask eller badekar. Det kan også påvirke smaken på vannet. En annen ulempe med høyt innhold av organisk materiale er at det kan bidra til å øke korrosjonen på vannledninger. Dette kan føre til at uønskede forbindelser fra ledningsnettet kommer i drikkevannet, og bidra til å redusere levetiden på ledningsnettet (Ødegaard, 1988).

Humus kan danne komplekser med metaller som for eksempel jern og aluminium. Ved å danne komplekser er humusen ofte med på å redusere metallenes giftighet. En utfordring dersom det er mye humus i et vann, er at større mengder av metaller kan være bundet til humus, og dermed kan den reelle konsentrasjonen av metaller i vannet være høyere enn den som er registrert (Perdue, Beck og Helmut Reuter, 1976; Ødegaard, 1988).

Det er også utfordringer knyttet til rensing av drikkevannet dersom det inneholder høye konsentrasjoner av humus. Dersom klorering benyttes som desinfiseringsmetode kan humus gjøre metoden mindre effektiv. Humusen og klorete kan reagere og danne klorerte organiske forbindelser, som kan være karsinogene. Ved bruk av UV som desinfiseringsmetode er humus en utfordring fordi den kan transmittre UV-bestrålingen, slik at metoden blir mindre effektiv (Ødegaard, 1988, 2012)

2.5 NDIR-instrument

Som ved elementanalyse finnes det flere metoder for å analysere for organisk karbon og total nitrogen. Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) er en kjemisk metode for å analysere nitrogen. Dette er en våt-kjemisk analyse som konverterer nitrogen til ammoniakk ved bruk av svovelsyre for dekomponering og med tilstedeværelse av kvikksølvoksid. Innholdet av nitrogen bestemmes ved titrering eller spektroskopi. En ulempe med denne metoden er at bruken av svovelsyre og kvikksølvoksid kan være en risiko for både miljø og helse (Teledyne Tekmar, 2012).

Fargetall er en metode som brukes for å bestemme humusinnholdet i vann. Denne kan dermed gi et innblikk på hva TOC-verdiene vil være. Fargetall kan bestemmes ved bruk av fotometer, og bestråling av prøven med lys med bølgelengde 450 nm. Fargen bestemmes ved å sammenlikne fargen til prøven med farger til standarder som har kjente konsentrasjoner av platina-kobolt-kloridløsning. Av dette kan det oppgis et resultat i mg Pt/l. En ulempe med denne metoden, er at jern og mangan i vann kan påvirke transmisjonen. Disse kan gi en brunlig farge på vannet, og derfor påvirke resultatet fordi fargen påvirker transmisjonen (Ødegaard, 1988).

Prøvene for TOC, DOC og total nitrogen (TN) ble i denne oppgaven analysert ved å benytte et NDIR (*Non-Dispersive Infrared*) - instrument. Dette er en forbrenningsmetode for bestemmelse av karbon og nitrogen i væske. En fordel ved å benytte dette instrumentet er at det kan detektere karbon og nitrogen i samme analyse, noe som gjør teknikken mer effektiv enn å benytte både TKN og fargetall. NDIR-instrumentet kan detektere både karbon og nitrogen i konsentrasjoner ned til 50 µg/L (Teledyne Tekmar, 2014).

NDIR apparatet har en automatisk prøvetaker bestående av en karusell med plass til 75 prøver á 40 mL, og en arm med prøvetaker til å ta prøvene (Teledyne Tekmar, 2014). Prøvene analyseres ved at karbonet i prøven blir oksidert til karbondioksid (CO₂) i en forbrenningsovn med en temperatur 680-950°C (Nollet, 2014). En gass, for eksempel Ultra Zero Air eller oksygen, transporterer CO₂ og vanddamp fra forbrenningsovnen til en fuktighetsfanger hvor fuktigheten fjernes, før CO₂ transporteres videre med gassen til detektoren. Konsentrasjonen av CO₂ blir bestemt i en NDIR detektor. Dette gjøres ved at detektoren sammenlikner forskjellen i IR absorpsjon mellom CO₂ i prøven og en referanseprøve (Teledyne Tekmar, 2014).

Det finnes også andre detektorer enn NDIR som kan benyttes ved bestemmelse av TOC/DOC og TN ved forbrenningsanalyse. Et alternativ til NDIR er konduktivitetdetektoren. Dette er en detektor som måler ledningsevnen til prøven før og etter prøven har blitt oksidert. CO₂ er en svak syre og den endrer derfor ledningsevnen etter oksidasjon proporsjonalt med hvor mye

TOC som finnes i prøven. Ved denne metoden antas det at kun CO₂ er tilstede i prøvematriksen, så dersom det er andre forbindelser tilstede, kan dette interferere og gi feil i resultatene. Denne problemstillingen vil ikke være aktuell ved bruk av NDIR, da et optisk filter hindrer andre forbindelser enn CO₂ å nå detektoren. Andre forbindelser vil derfor ikke interferere med målingene (Teledyne Tekmar, 2017b). I motsetning til konduktivitetsdetektoren, takler ikke NDIR detektoren halogenerte forbindelser, og saliniteten til prøven må derfor være under 4% for å ikke skade detektoren. Dette gjør detektoren uegnet for sjøvannsprøver og det er viktig at prøvekolbene ikke vaskes med halogenerte syrer (Teledyne Tekmar, 2017a).

2.6 Registrering av fysikalsk-kjemiske parametere

Normalt i vannovervåkning registreres en rekke fysikalsk-kjemiske parametere. I denne oppgaven ble pH, ledningsevne, turbiditet, redokspotensial og temperatur registrert. I de neste underkapitlene beskrives prinsippene for de ulike parametere. pH er vektlagt i større grad enn de andre parametere, da pH er en svært sentral parameter i vannanalyse og de teoretiske prinsippene er viktige for å få et nøyaktig resultat fra målingen (Covington *et al.*, 1988).

2.6.1 pH

pH er et mål på hvor sur en løsning er, og er definert ved den negative logaritmen av konsentrasjonen av H⁺ i en løsning som gitt i likning 2.1.

$$pH = -\log[H^+] \quad (2.1)$$

pH-måling baserer seg på aktiviteten til H⁺ ionene, og selv i lave konsentrasjoner vil ionene ha elektriske krefter til omgivelsene fordi de har ladning. Dette gjør at mobiliteten til ionene kan begrenses og dermed ikke følger ideell oppførsel. Aktiviteten (a_x) til en forbindelse kan beskrives ved likning 2.2.

$$a_x = [X]\gamma_x \quad (2.2)$$

[X] er den molare konsentrasjonen til forbindelsen og γ_x er aktivitetskoeffisienten. Aktivitetskoeffisienten til en forbindelse vil variere med ionestyrke og dermed også aktiviteten til forbindelsen (Galster, 1991; Skoog *et al.*, 2014).

Ionestyrke er gitt med utgangspunkt i forbindelsenes molare konsentrasjon. Ionestyrke kan beregnes etter likning 2.3.

$$\mu = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n c_i z_i^2 \quad (2.3)$$

c_i er den molare konsentrasjonen til ion i , og z_i er ladningen til ionet (Galster, 1991).

Aktivitetskoeffisienten kan beregnes med utgangspunkt i ionestyrke ved å benytte Debye-Hückel likningen gitt i likning 2.4.

$$-\log\gamma_x = \frac{0,51Z_x^2\sqrt{\mu}}{1+3,3\alpha_x\sqrt{\mu}} \quad (2.4)$$

I likningen er γ_x aktivitetskoeffisienten til forbindelse X, Z_x er ladningen til forbindelse X, μ er ionestyrken til løsningen og α_x er den effektive diameteren til det hydrerte ionet X i nanometer (10^{-9}m). Konstantene 0,51 og 3,3 gitt i likning 2.4, gjelder ved 25°C og må endres dersom løsningen har en annen temperatur. Debye-Hückel likningen gjelder for løsninger med konsentrasjoner opp til 0,1 mol/L (Galster, 1991; Skoog *et al.*, 2014).

Et pH-meter måler pH ved å benytte potensiometri. Når potensiometri brukes for å måle pH, måles aktiviteten til H^+ ionene i en løsning ved å benytte en elektrokjemisk celle. En elektrokjemisk celle består av en indikatorelektrode og en referanseelektrode (Bukley-Dhoot, 2000). Indikatorelektroden må kalibreres før den kan benyttes til pH målinger. Dette gjøres ved å benytte standard pH-buffere med kjente pH-verdier. Dersom det måles pH i en løsning med ulik ionestyrke enn det standard pH-bufferen har, kan resultatene påvirkes fordi ionestyrken påvirker aktiviteten til H^+ - ionene, og dermed også pH. En utfordring ved måling av pH i innsjøer er at disse har lav ionestyrke, så resultatene kan påvirkes, dersom elektroden er kalibrert mot en buffer med høyere ionestyrke (Skoog *et al.*, 2014).

I vann varierer pH fra innsjø til innsjø, og i Norge er medianverdien for innsjøer på 6,4. Hva pH er i den enkelte innsjø, påvirker formen en forbindelse vil eksistere som (Skjelkvåle *et al.*, 1997; Ward, 2000).

2.6.2 Ledningsevne

Ledningsevne, også kalt konduktivitet, er et mål på vannets egenskaper til å lede en elektrisk strøm (Gray, 2010). Ledningsevnen styres av mengden ioner i vannet, ladningen til disse, og temperaturen på vannet. For å finne vannets ledningsevne måles den totale konsentrasjonen av ioner i vannet. Dette vil gi en indikasjon på den totale mengden oppløste elektrolytter i vannprøven (Bukley-Dhoot, 2000). Ledningsevnen oppgis i mikrosimens per centimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$), og ligger normalt mellom 10 og 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i elver og innsjøer. Avvik fra dette kan indikere mulig forurensing, på grunn av økte mengder av ioner i vannet (Gray, 2010).

2.6.3 Turbiditet

Turbiditet er et mål for hvor mye finpartikulært materiale det er i vannet, altså partikler som er for små til å bli avsatt (Gray, 2010). Disse partiklene kan forårsake turbiditet ved at de sprer og absorberer lys, og dermed påvirker sikten i vannet. Partiklene varierer i størrelse mellom 10nm og 0,1 mm i diameter. Eksempler på slike partikler kan være silt eller leire. For å finne turbiditeten i et vann måles spredningen av lys forårsaket av suspenderte partikler (Gray, 2010). Dette gjøres ved å sende lys gjennom vannprøven og måle forskjellen i lysintensitet før og etter lyset har passert prøven. Jo flere partikler det er i vannet, desto større andel av lyset vil bli sendt i en annen retning enn til detektoren. Dette fører til at ved høy turbiditet vil det være en større forskjell i lysintensitet før og etter måling enn ved lav turbiditet (Gregory, 2006).

ISO-standarden for turbiditet er FTU (Formazine Turbidity Units), men i Norge måles turbiditet i NTU (Nephelometric Turbidity Units). Forholdet mellom disse er 1:1, som vist i likning 2.5 (Ødegaard, 2012).

$$1 \text{ FTU} = 1 \text{ NTU} \quad (2.5)$$

I tillegg til å forårsake turbiditet, kan partikler i vann adsorbere sporelementer, da de har et relativt stort overflateareal (Gregory, 2006).

2.6.4 Redokspotensial

Det måles redokspotensial i vann for å finne ut om det er oksiderende eller reduserende forhold i vannet (Hem, 1970). Redoksforholdene i vannet vil være med på å bestemme hvilken form forbindelser i vann foreligger, og kan ha betydning for elementenes reaktivitet, mobilitet og giftighet (Sigg, 2000). Forbindelser i vann kan ha ulike redoksegenskaper. En forbindelse som mottar elektroner blir redusert, mens en forbindelse som avgir elektroner blir oksidert. For hver oksidasjon skjer det en reduksjon, fordi det ikke eksisterer frie elektroner i vannet (Stumm og Morgan, 1996). C, N, O, S, Fe, og Mn er blant de forbindelsene som dominerer i redoksprosesser i naturlig vann. Normalt varierer redoksforholdene med vanddybden avhengig av faktorer som tilgang på oksygen, lys og biologisk aktivitet. Ofte er det mer oksiderende forhold i overflatevannet, som er i kontakt med lys og oksygen, enn i bunnvannet som er i kontakt med sedimentene (Stumm og Morgan, 1996). Dersom det er reduserende forhold i vannet vil redokspotensialet (E_H) være mindre enn 0 mV, mens dersom det er oksiderende forhold i vannet vil E_H være større enn 0 mV. I innsjøer med pH 7-8 vil redokspotensialet ligge mellom -400 mV og +800 mV (Sigg, 2000).

2.7 Tiltaksgrenser og tilstandsklasser for fysikalsk-kjemiske parameterne og elementer

Drikkevannsforskriften (2016) angir tiltaksgrenser for de fysikalsk-kjemiske parameterne pH, ledningsevne og turbiditet. Disse er oppgitt i tabell 2.1 (Drikkevannsforskriften, 2016).

Tabell 2.1: Tabellen viser tiltaksgrensen gitt i Drikkevannsforskriften (2016) for pH, ledningsevne og turbiditet

Parameter	Tiltaksgrense
pH	6,5 – 9,5
Ledningsevne (mS/cm)	250
Turbiditet	Ingen unormal endring

Fra tabellen vises det at dersom pH blir lavere enn 6,5 eller høyere enn 9,5 må det iverksettes tiltak for å endre pH, dersom vannet skal benyttes som drikkevannskilde. Det samme gjelder dersom ledningsevnen overstiger 250 mS/cm. For turbiditet, må det ikke iverksettes noen tiltak for å endre turbiditeten i vannet, med mindre det skjer en «unormal» endring. Dersom det skjer en stor endring i turbiditeten, må vannverkseieren umiddelbart undersøke om endringen kan utgjøre en helsefare. Mattilsynet anbefaler likevel at turbiditeten ikke overstiger 1 NTU (Drikkevannsforskriften, 2016; Mattilsynet, 2018).

Miljødirektoratet har utviklet veiledere som kan benyttes for å klassifisere miljøtilstanden i vann (Andersen *et al.*, 1997; Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2009). Veilederne beskriver på ulik måte den kjemiske kvaliteten til vannet som undersøkes. SFT Veiledning 97:04, «Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann», presenterer fem ulike tilstandsklasser med tilhørende grenseverdier for hver klasse (Andersen *et al.*, 1997). I Veileder 01:2009, «Klassifisering av miljøtilstand i vann», presenteres grenseverdier for å kunne klassifisere den kjemiske tilstanden i vannet som «god» (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2009). For enklere å kunne gradere graden av forurensning, vil SFT Veiledning 97:04 benyttes i denne oppgaven. I tabell 2.2 presenteres tilstandsklasser for et utvalg parametere i vann og i tabell 2.3 presenteres tilstandsklasser for et utvalg tungmetaller.

Tabell 2.2: Tabellen viser klassifisering av tilstand for et utvalg nøkkelparametere i vann. Disse er hentet fra tabell 5 i SFT Veiledning 97:04 «Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann» (Andersen *et al.*, 1997)

Parameter	I «Meget god»	II «God»	III «Mindre god»	IV «Dårlig»	V «Meget dårlig»
Total fosfor (µg/L)	< 7	7 – 11	11 – 20	20 – 50	>50
Total nitrogen (µg/L)	< 300	300 – 400	400 – 600	600 – 1200	>1200
TOC (mg/L)	< 2,5	2,5 – 3,5	3,5 – 6,5	6,5 – 15	>15
Jern (µg/L)	< 50	50 – 100	100 – 300	300 – 600	>600
Mangan (µg/L)	< 20	20 – 50	50 – 100	100 – 150	>150
pH	>6,5	6,0 – 6,5	5,5 – 6,0	5,0 – 5,5	< 5,0
Turbiditet (FTU)	< 5	5 – 50	50 – 200	200 – 1000	>1000

Tabell 2.3: Tabellen viser tilstandsklasser for et utvalg tungmetaller i vann. Disse er hentet fra tabell 6 i SFT Veiledning 97:04 «Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann» (Andersen *et al.*, 1997)

Element	I «Ubetydelig forurenset»	II «Moderat forurenset»	III «Markert forurenset»	IV «Sterkt forurenset»	V «Meget forurenset»
Kobber (µg/L)	< 0,6	0,6 – 1,5	1,5 – 3	3 – 6	>6
Sink (µg/L)	< 5	5 – 20	20 – 50	50 – 100	>100
Kadmium (µg/L)	< 0,04	0,04 – 0,1	0,1 – 0,2	0,2 – 0,4	>0,4
Bly (µg/L)	< 0,5	0,5 – 1,2	1,2 – 2,5	2,5 – 5	>5
Nikkel (µg/L)	< 0,5	0,5 – 2,5	2,5 – 5	5 – 10	>10

Element	I «Ubetydelig forurenset»	II «Moderat forurenset»	III «Markert forurenset»	IV «Sterkt forurenset»	V «Meget forurenset»
Krom (µg/L)	< 0,2	0,2 – 2,5	2,5 – 10	10 – 50	>50
Kvikksølv (µg/L)	<0,002	0,002 – 0,005	0,005 – 0,01	0,01 – 0,02	>0,02

2.8 Escherichia coli (E.coli)

Biologiske forbindelser kan også forårsake problemer i drikkevann. Escherichia coli (E.coli) benyttes som en biologisk indikator for kvaliteten til drikkevann. E.coli er en bakteriegruppe som blant annet finnes i avføring fra dyr og mennesker (Edberg *et al.*, 2000). Det finnes flere typer E.coli, og et eksempel er E.coli 0157: H7 som vanligvis forbindes med kjøtt og melk, men som også har hatt utbrudd i vann. Denne kan blant annet føre til nyresykdom hos barn (Gray, 2010). Drikkevannsforskriften (2017) tillater ikke at det er E.coli tilstede i drikkevannet.

2.9 Hardhet i vann

Vannets hardhet er definert ved summen av konsentrasjonene til alle multivalente kation. Siden konsentrasjonen av kalsium og magnesium normalt er mye høyere enn konsentrasjonen av de andre ionene, tas det normalt utgangspunkt i disse ved beregning av hardhet, se likning 2.6.

$$\text{Hardhet} \approx [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] \quad (2.6)$$

Det finnes flere ulike benevninger for hardhet i vann, blant annet mg/L Ca og tysk hardhetsgrad (°dH) (Ødegaard, 2012). Sammenhengen mellom konsentrasjonen av kalsium i mg/L og tysk hardhetsgrad er gitt i likning 2.7.

$$1 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{Ca} = 0,14 \text{ } ^\circ\text{dH} \quad (2.7)$$

Vann kan kategoriseres som meget bløtt, bløtt, middels bløtt, hardt og meget hardt avhengig av hardhetsgraden (Ødegaard, 2012). Generelt vil vann i områder med kalkstein være harde vann, mens vann i områder med metamorfe bergarter som for eksempel granitt vil være bløtt (Gray, 2010). Vann i Norge er normalt i kategorien meget bløtt eller bløtt, fordi berggrunnen i Norge hovedsakelig består av harde metamorfe bergarter (Sigmond, 1985; Ødegaard, 2012)

Det er utfordringer knyttet til hardt drikkevann. I hardt vann vil det blant annet være vanskeligere å få såpe til å skumme. At såpen ikke skummer kan være en utfordring ved vasking, samtidig som det må benyttes mer såpe. En annen utfordring knyttet til hardt vann er at det dannes et gråhvitt belegg i blant annet glass, gryter, vannkokere og vaskemaskiner. Dette gråhvite belegget er kalkstein (CaCO_3), og kan føre til energitap og skade elektriske varmeelementer (Ødegaard, 2012). Det er ikke satt noen grenseverdier for innholdet av kalsium og magnesium i drikkevann, da konsentrasjonene av disse i vann normalt ikke er forbundet med negative helseeffekter (Ødegaard, 2012; Drikkevannsforskriften, 2016).

3 Metoder for kvalitetssikring av data

I dette kapitlet presenteres metoder for å kvalitetssikre dataene fra analysen. Dette bør gjøres både i prøvetakning, og ved analysering av prøvene. Til slutt i kapitlet presenteres PCA, en statistisk metode for å behandle data fra en analyse. I hvilken grad kvalitetssikringen av analysen er gjort i denne masteroppgaven drøftes i kapittel 6.8.

3.1 Kvalitetssikring av prøvetakning

Rutinene og utstyret som benyttes under prøvetakningen er viktige for kvaliteten på prøvene. Det finnes ISO-standarder både for hvordan vannprøver bør tas, konserveres og hvordan kvaliteten på disse skal sikres. Dette er gitt i standardene NS-ISO 5667-4, NS-ISO 5667-3 og NS-ISO 5667-14 (Norsk Standard, 2013, 2016, 2017).

Under prøvetakning er det viktig å unngå kontaminering av prøven. Kontaminering av en vannprøve kan skje på flere ulike måter. Det kan tas på utstyr med hendene, motoren kan påvirke ved eventuell båtbruk, eller materiale kan virvles opp fra bunnen av innsjøen. Dersom prøven tas fra en motorbåt kan prøven kontamineres fra motoren, og bør derfor tas motstrøms for denne. Prøver bør tas motstrøms for en mulig kontamineringskilde, dersom målet er å gi et bilde av den generelle vannkvaliteten. Ved prøvetakning i dybden av vannet er det viktig å ikke komme nær bunnen, da dette kan virvle opp materiale og påvirke innholdet i prøven (Norsk Standard, 2017).

Det er også viktig at utstyret som brukes til prøvetakning er rent, og er laget i et materiale som ikke påvirker analyseresultatene. Prøvebeholderen, eller annet utstyr, bør altså ikke være laget av et materiale som inneholder betydelige konsentrasjoner av analytten som er av interesse i analysen. Prøvekolbene kan for eksempel være laget av metallfrie materialer som polypropylen eller polyetylen ved analyse av metaller. Før prøvetaking bør alt utstyret som benyttes skylles med vannet fra prøvepunktet. Dette gjøres for å skylle bort mulige kontamineringer som kan være på utstyret. Dette er særlig viktig dersom det er utstyr som brukes flere ganger i prøvetakningen, og på flere ulike punkter. Det er viktig å sikre at vann fra et prøvepunkt ikke kontaminerer en annen vannprøve (Norsk Standard, 2017).

3.1.1 Konservering av prøver

Forbindelser som finnes i vann er hele tiden utsatt for både fysiske, kjemiske og biologiske reaksjoner. Dette kan føre til at vannets sammensetning endrer seg i tiden fra en prøve ble tatt, til analyse blir gjennomført. I hvilken grad dette skjer, er avhengig av de kjemiske og biologiske forholdene i prøven. Faktorer som temperatur, i hvilken grad prøven er utsatt for lys og hvor lang tid det tar fra prøvetakning til analyse kan også påvirke prøvens sammensetning. For å

unngå endring i prøvens sammensetning kan prøvene konserveres med konsentrert syre (Norsk Standard, 2013). I denne masteroppgaven er det benyttet salpetersyre (HNO_3) i alle prøver som har blitt konservert. Eksempler på andre syrer som kan benyttes til konservering er saltsyre (HCl) eller svovelsyre (H_2SO_4). Hvilken syre som bør benyttes er avhengig av hvilken analytt som er av interesse i analysen. For mange analytter er det mulig å benytte flere ulike syrer (Norsk Standard, 2013).

Det er viktig at syren som benyttes til konservering av prøver har en høy grad av renhet slik at den ikke bidrar til å kontaminere prøven. Det samme gjelder for eventuell bruk av destillert vann for rengjøring av prøvekolber eller ved fortynninger (Norsk Standard, 2013).

3.2 Analyse av prøver

Ved analysering av prøver er det flere faktorer som kan bidra til å påvirke resultatene. I tillegg til menneskelige feil, finnes det også feil som kan være forårsaket av slitasje på apparatet analysene kjøres på (Skoog *et al.*, 2014).

Nøyaktighet og presisjon er begreper som kan brukes for å beskrive resultatene av en analyse. Nøyaktigheten til en analyse forteller hvor nærme målingene er til den sanne verdien (Skoog *et al.*, 2014). Dette gjøres ved å se på feilen mellom resultatet og den sanne verdien. Det kan være utfordrende å beregne nøyaktigheten av en analyse, da den sanne verdien kan være ukjent. Dersom denne verdien er ukjent kan det tas utgangspunkt i en akseptabel verdi for å beregne nøyaktigheten (Skoog *et al.*, 2014). Presisjon sier noe om reproduserbarheten til analysen. Dersom en analyse er gjennomført flere ganger vil god presisjon være at resultatene ligger nærme hverandre. Presisjon kan blant annet beskrives ved standardavvik (Skoog *et al.*, 2014).

Standardavviket kan fortelle noe om hvordan dataene fra analysen fordeler seg rundt gjennomsnittet (Fifield, 2000b). Standardavvik er gitt ved likning 3.1.

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N-1}} \quad (3.1)$$

Hvor x_i er prøve nummer i , \bar{x} er gjennomsnittsverdien av prøvene og N er antall prøver (Skoog *et al.*, 2014).

Gjennomsnittsverdien kan beregnes ved å benytte likning 3.2.

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N} \quad (3.2)$$

Hvor x_i er prøve nummer i , og N er antallet prøver.

Relativt standardavvik (RSD) kan gi et tydeligere bilde av analysekvaliteten enn det vanlig standardavvik gjør. Dette er fordi det relative standardavviket blir oppgitt i forhold til hva gjennomsnittet av analysen er (Skoog *et al.*, 2014). Relativt standardavvik er gitt i likning 3.3.

$$RSD(\%) = \frac{s}{\bar{x}} \times 100\% \quad (3.3)$$

Hvor s er standardavviket og \bar{x} er gjennomsnittsverdien.

I denne oppgaven er alle beregninger gjort i *Microsoft Office Excel 2013*.

3.3 Kvalitetskontroll

For å kvalitetssikre resultatene fra en analyse gjennomføres en kvalitetskontroll. Dette gjøres ved å benytte referansestandarder, kalibreringsstandarder, repeterende prøver og blankprøver (Graham, 1993). En referansestandard er et materiale som inneholder en kjent konsentrasjon av en eller flere av analyttene som finnes i prøven. Denne benyttes ved analyse for å oppdage mulige feil ved analyseresultatene (Skoog *et al.*, 2014).

Blankprøven inneholder reagensene og løsningsmidlet som er benyttet i prøven, men ikke analytten. Denne brukes for å oppdage mulige interferenser fra reagensene og løsningsmiddelet, som kan påvirke resultatene. Blankprøven kan tilsettes forbindelsene som finnes i prøven, med unntak av analytten, for å ligne mer på den originale prøven (Skoog *et al.*, 2014)

3.3.1 Kalibreringskurve

For å finne forholdet mellom konsentrasjonen av analytten i en prøve og responsen et instrument gir, kan det lages en kalibreringskurve. For å lage en kalibreringskurve benyttes et standard referansemateriale med kjent konsentrasjon. Standard referansematerialet analyseres, og sammenhengen mellom den kjente konsentrasjonen og signalet fra apparatet kan finnes ved regresjon (Graham, 1993). Kalibreringskurven kan uttrykkes ved flere ulike regresjonsmetoder, men blir ofte uttrykt ved hjelp av lineær regresjon som i likning 3.4.

$$Respons = a[Analytt] + b \quad (3.4)$$

Hvor a blir stigningstallet til kalibreringskurven og b er konstantleddet (Skoog *et al.*, 2014)

3.3.2 Deteksjonsgrense

Deteksjonsgrensen er definert som den laveste konsentrasjonen for en gitt analytt hvor det kan gjøres en pålitelig måling av konsentrasjonen (Taylor, 2001). Altså den laveste konsentrasjonen et instrument klarer å bestemme av en analytt i en prøve. Alle instrumenter har en egen deteksjonsgrense og denne kan variere mellom ulike analytter.

For analyser med ICP-MS finnes det en egen deteksjonsgrense for hver av de ulike elementene. Det finnes også en egen baselinje som viser hvor høy støyen i apparatet er for hvert enkelt element. Denne kan også påvirke deteksjonen i apparatet (Graham, 1993). Deteksjonsgrensen for elementene i denne oppgaven ble funnet på to ulike måter, enten ved å bruke instrumentets deteksjonsgrense eller deteksjonsgrensen for blankprøvene. Deteksjonsgrensen for blankprøvene er definert ved 3 ganger standardavviket til blankprøven. Den høyeste deteksjonsgrensen av disse to, ble satt som deteksjonsgrense. I tabell 3.1 presenteres deteksjonsgrenser, for et utvalg elementer analysert med HR-ICP-MS og diskutert i denne oppgaven.

Tabell 3.1: Tabellen viser deteksjonsgrenser for et utvalg elementer diskutert i oppgaven

Element	Deteksjonsgrense (µg/L)	Element	Deteksjonsgrense (µg/L)
P	0,40	Zn	0,025
Mn	0,0060	Cd	0,0020
Fe	0,020	Sb	0,0020
Hg	0,0010	As	0,025
Pb	0,0020	B	0,050
Cr	0,0050	Cl	100
Ni	0,015	Na	10
Cu	0,030	Al	0,20

3.4 Prinsipal komponentanalyse (PCA)

Det ble gjennomført en prinsipal komponentanalyse (PCA, *Principal Component Analysis*) av resultatene fra Røynevannet. PCA er en statistisk dataanalyse for multivariable data som beregnes ved bruk av matriseregning (Wold, Esbensen og Geladi, 1987). I praksis benyttes gjerne et dataprogram for å gjennomføre analysen. I denne oppgaven er programmet *The Unscrambler 10.3* fra Camo Software benyttet.

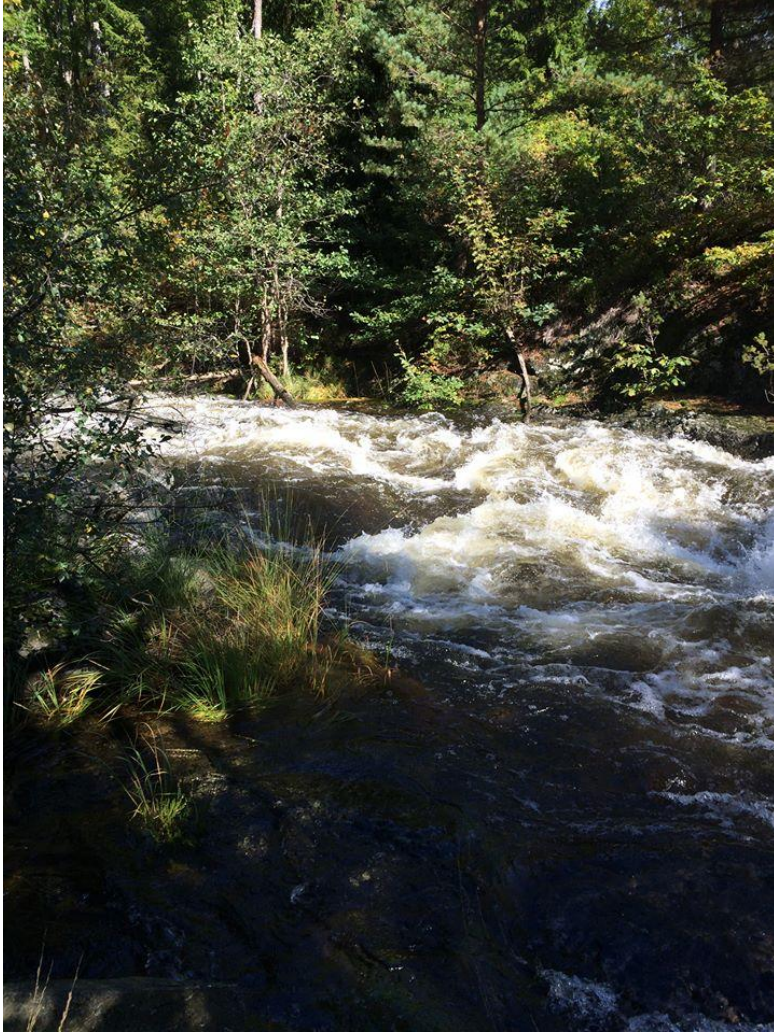
PCA benyttes for å finne sammenhengen mellom ulike objekter, og kan derfor i kjemi blant annet benyttes til å finne koblingen mellom ulike variabler. PCA kan også redusere datasettet, slik at det blir enklere å arbeide med. Det kan velges ut bestemte objekter eller variabler, for å finne ut hvordan ulike fysiske og kjemiske systemer oppfører seg (Wold, Esbensen og Geladi, 1987). PCA analysen ble gjennomført av professor Øyvind Mikkelsen på Institutt for kjemi ved NTNU.

4 Eksperimentelt

I dette kapitlet presenteres prosedyrene benyttet for prøvetakning og analyse. Kapitlet innledes med en gjennomgang av Røynevannet, nedbørsfeltet og geologien i området. Deretter følger prøvetakningsprosedyren, og hvordan analysen og registreringen av de fysikalsk-kjemiske parameterne er gjennomført. Til slutt i kapitlet nevnes prøvetakningen og analysen av E.coli.

4.1 Røynevannet

Røynevannet ligger 58 moh og befinner seg i både Grimstad og Arendal kommune (Kartverket, 2018). Vannet ligger i nedbørsfeltet til dagens drikkevannskilde i begge kommunene, Rorevannet, og det er lite menneskelig aktivitet i hele nedbørsfeltet (NIVA, 2014). Nedbørsfeltet til Røynevannet består hovedsakelig av skog og myrområder, men det finnes noen få hytter i nærheten til vannet og noen småbruk i nedbørsfeltet. Nedbørsfeltet til Røynevannet er vassdragsområde 019.AB1A, 019.AB1B, 019.AB1C og 019.AB1D som vises i figur 4.1 (NVE, 2018b). Hovedtilførselsbekken til Røynevannet er Askedalsbekken som ligger nordvest for Røynevannet, se figur 4.2. Askedalsbekken fører med seg vann fra Snøløsvannet via Vigelandsvannet og Buvannet til Røynevannet. Hovedtilførselsbekken er betydelig større enn de andre bekkene som fører inn i Røynevannet, og står derfor for mesteparten av vanntilførselen. De resterende bekkene er betydelig mindre og kommer hovedsakelig fra myrområder i nærheten av Røynevannet.



Figur 4.2: Bildet viser Askedalsbekken, hovedtilførselsbekken til Røynevannet (Foto: Aurora Fossøy)

Røynevannet har ikke vært kartlagt tidligere, og har derfor både ukjente dybder og kjemisk sammensetning. Vannet har et areal på 1,0383 km², og er med dette en relativt liten innsjø (NVE, 2018b). Dette vil si at uavhengig av dybder vil ikke vannet inneholde svært store mengder med vann. Røynevannet kan derfor kategoriseres som en relativt liten innsjø.

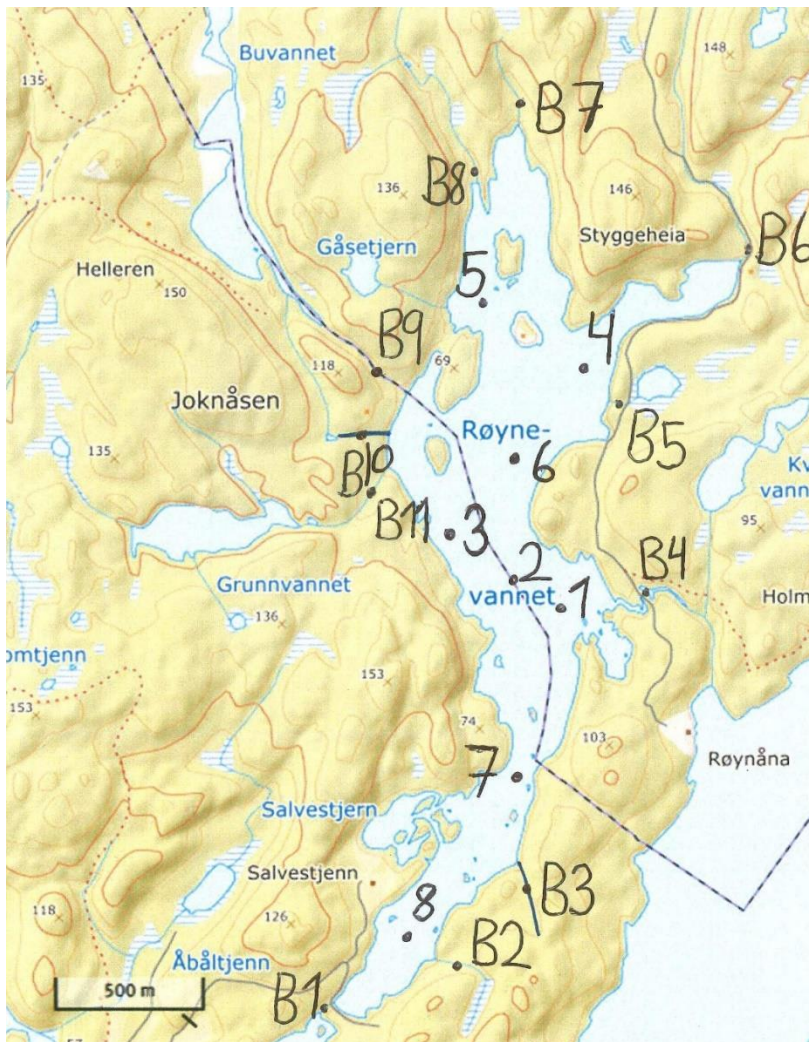
4.2 Geologi i området

Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) undersøkte i 1985 berggrunnen i området rundt Røynevannet. I denne undersøkelsen fant NGU at området rundt Røynevannet består av store deler kvartsitt, gneis og amfibolitt (Mauring, 1987). I forbindelse med denne undersøkelsen ble det tatt prøver av kvartsitt for å undersøke renhetsgraden til kvartsitten (Mauring, 1987). Kvartsitt er en metamorf bergart med høy tetthet som ikke løses lett opp i vann og som inneholder høye andeler av mineralet kvarts (SiO₂) (Hem, 1970; Mauring, 1987). Nedbørsfeltet til Røynevannet består også av store andeler granitt (NIVA, 2014).

4.3 Prøvetakning

Prøvetakningen av Røynevannet ble gjennomført over 2 dager. Første prøvetakning ble gjennomført 16. august 2017. Da ble det tatt prøver av 11 bekker til elementanalyse. Bekkene førte enten inn eller ut av Røynevannet og det ble tatt en prøve fra hver bekk, totalt 11 prøver. Prøvepunktene vises i figur 4.3, og tabell 4.1 presenterer bekkenavn og om bekkene fører inn eller ut av Røynevannet.

Prøvene ble tatt med en sprøyte av polypropylen (12mL), sprøytet gjennom et filter (0,45 µm porer) og til en prøvekolbe av polypropylen (15mL). Prøvene ble så tilsatt 3 dråper 0,1 M salpetersyre (HNO₃, Ultrapure grad) for konservering. For eksakt produkt brukt i prøvetakningen, se tabell 4.2.



Figur 4.3: Kartet viser prøvepunktene tatt i Røynevannet og bekkene rundt. B1-B11 er prøvepunktene tatt i bekkene som fører enten inn eller ut av Røynevannet. Prøvepunktene 1-8 er prøvepunktene tatt i Røynevannet. Kartgrunnlaget er hentet fra www.norgeskart.no og prøvepunktene er så markert på kartet (Kartverket, 2018).

Tabell 4.1: Tabellen viser hvilke bekker som fører inn i Røynevannet og hvilke som fører ut. GPS-koordinater for prøvepunktet i bekken presenteres også, og bekkenavn der dette finnes.

Bekkenummer	GPS-koordinat	Bekkenavn	Fører inn/ut av Røynevannet
Bekk B1	(58.398528, 8.548021)	-	Ut
Bekk B2	(58.400186, 8.554866)	-	Inn
Bekk B3	(58.401650, 8.556406)	-	Inn
Bekk B4	(58.411768, 8.563721)	Røynånbekken	Ut
Bekk B5	(58.417347, 8.561100)	Ålekarbekken	Inn
Bekk B6	(58.422320, 8.567784)	-	Inn
Bekk B7	(58.426128, 8.553839)	-	Inn
Bekk B8	(58.423933, 8.551786)	-	Inn
Bekk B9	(58.417370, 8.548107)	Askedalsbekken*	Inn
Bekk B10	(58.415667, 8.547209)	-	Inn
Bekk B11	(58.414211, 8.547850)	Loppebekk	Inn

*Hovedtilførselsbekken

Andre prøvetaking ble gjennomført 15. september 2017. I denne prøvetakningen ble det tatt prøver av selve Røynevannet på åtte ulike punkter og dybder, se tabell 4.1. De åtte prøvepunktene vises i figur 4.3.

Prøvene ble tatt med en ISO-sertifisert prøvetaker (*Ruttner Water Sampler, KC-Danmark, Model 11.002*) festet i et tau med markering for hver meter, se figur 4.4. Det ble tatt prøver til elementanalyse, TOC, og DOC. Prøvene til elementanalyse ble tatt med en polypropylensprøyte (12 mL), sprøytet gjennom et filter (0,45 µm porer) og til en prøvekolbe av polypropylen (15mL). Prøvene ble så tilsatt 3 dråper 0,1 M salpetersyre (HNO₃, Ultra pure grad) for konservering.



Figur 4.4: Bildet viser den ISO-sertifiserte prøvetakeren benyttet i Røynevannet for å ta prøver på ulike dybder (*Ruttner Water Sampler, KC-Danmark, Model 11.002*) (Foto: Øyvind Mikkelsen)

Prøvene til DOC ble tatt ved bruk av en polypropylensprøyte (12 mL) og sprøytet gjennom et filter (45 μm porer) til glassrør (40 mL). Prøvene til TOC ble fylt direkte fra prøvetakeren til prøvekolber av polypropylen (50 mL). TOC og DOC prøvene ble ikke konserveret, men fryst ned kort tid etter prøvetakning. På et utvalg av prøvepunktene ble de fysikalsk-kjemiske parameterne temperatur, pH, ledningsevne, redokspotensial og turbiditet registrert *in-situ*, se tabell 4.3.

Det ble også tatt prøver av de tre største bekkene som fører inn til Røynevannet. Det ble tatt prøver til elementanalyse og TOC. Prøvene til elementanalyse ble tatt på tilsvarende måte som i august 2017, mens TOC ble tatt ved å fylle direkte fra bekkene til prøvekolber av polypropylen (50 mL). Det ble også målt ledningsevne, redokspotensial og pH. I andre prøvetakning ble det tatt totalt 28 prøver til elementanalyse, 21 prøver til TOC og 17 prøver til DOC analyse.

Tabell 4.2: Tabellen viser produktnavn på utstyret brukt i både første og andre prøvetakning

Elementanalyse	
Sprøyte av polypropylen (12 mL)	10 mL (12mL) HSW NORM-JECT® Luer, <i>Produktnummer 4100.X00V0</i>
Filter 0, 45 µm porer	Capsule type, 0, 45 µm pores, diameter 25 mm, VWR European nr. 514-0074
Prøvekolbe av polypropylen (15 mL)	Metal Free Centrifuge Tubes, VWR <i>European nr. 525-0461</i>
0,1 M salpetersyre	Ultrapure grad; <i>Pro Analyses</i> destillert med Milestone SupraPure
TOC	
Prøvekolbe av polypropylen (50 mL)	Metal Free Centrifuge Tubes, VWR <i>European nr. 525-0463</i>
DOC	
Sprøyte av polypropylen (12 mL)	10 mL (12mL) HSW NORM-JECT® Luer, <i>Produktnummer 4100.X00V0</i>
Filter 0, 45 µm porer	Capsule type, 0, 45 µm pores, diameter 25 mm, VWR European nr. 514-0074
Glassrør (40 mL)	QEC, <i>Quality Environmental Containers</i> , laget av borosilikat med kork av polypropylen og PTFE/Silicone Septa

Tabell 4.3: Tabellen viser på hvilke dybder det ble tatt prøver, og målt fysikalsk-kjemiske parametere, for de ulike prøvepunktene i Røynevannet

Prøvepunkt	Dybder (m)	TOC/DOC/TN prøve	Måling av fysikalsk-kjemiske parametere
1	1-2-5-10	På alle prøvepunktene	På alle prøvepunktene
2	1-2-5-10-20-30-40	På alle prøvepunktene	På alle prøvepunktene
3	1-2-5-10	På 5 og 10 meter	På 5 og 10 meter
4	1-10	På 10 meter	På 10 meter
5	1-10	På 10 meter	På 10 meter
6	1-10	På 10 meter	På 10 meter
7	1-2	På 2 meter	På 2 meter
8	1-2	TOC/TN på 2 meter, ingen DOC	På 2 meter
Bekk B8	-	TOC/TN	pH, ledningsevne, redokspotensial
Bekk B9	-	TOC/TN	pH, ledningsevne, redokspotensial
Bekk B11	-	TOC/TN	pH, ledningsevne, redokspotensial

4.4 Analyse

Prøvene fra Røynevannet ble analysert ved å benytte HR-ICP-MS og NDIR-instrument. De fysikalsk-kjemiske parametere ble registret ved å benytte multiloggersystem og elektroder i felt.

4.4.1 HR-ICP-MS analyse

Elementanalysene ble utført på HR-ICP-MS apparatet *Element 2* fra *Thermo ScientificTM*. Totalt ble 39 prøver analysert med HR-ICP-MS. De 11 prøvene fra første prøvetakning ble analysert for 45 ulike grunnstoffer, mens de 28 prøvene fra andre prøvetakning ble analysert for 56 ulike grunnstoffer. Prøvene ble ikke fortynnet før analyse.

Prøvene ble analysert i to omganger. Prøve 1-11 ble analysert sammen og prøve 12- 39 i samme analyse. For prøve 1-11 ble det kjørt en repeterende prøve, og for prøve 12-39 ble det analysert

to repeterende prøver. Prøvene ble analysert av senioringeniør Syverin Lierhagen på Institutt for kjemi ved NTNU. Apparatinnstillinger finnes i **vedlegg B.1**.

Før analyse ble HR-ICP-MS-apparatet kalibrert med ulike kalibreringsløsninger. Det ble benyttet kalibreringsløsningene PS-ClBrI som inneholdt klor, brom og jod, og PS-70 som inneholdt 70 elementer, begge levert av ESI. For hver av de to kalibreringsløsningene ble det benyttet to tilsvarende kalibreringsløsninger fra to forskjellige produsenter. Disse ble matriks matchet mot matriksen til prøvene.

4.4.2 Analyse av TOC, DOC og total nitrogen

TOC, DOC og totalt nitrogen (TN) ble analysert på en *Teledyne Tekmar Torch Combustion TOC Analyser*. Totalt ble det tatt 21 prøver til TOC og 17 prøver til DOC analyse. Både TOC og DOC prøvene ble analysert for totalt nitrogen i samme analyse. Prøvene ble fylt på 40 mL prøveglass (QEC, *Quality Environmental Containers*, laget av borosilikat med kork av polypropylen og PTFE/Silicone Septa) og randomisert før analysering. For apparatinnstillinger se **vedlegg B.2**.

Før analyse av TOC og DOC ble apparatet kalibrert med en 1000 mg/L TOC standard (*Teledyne Tekmar: Total Organic Carbon (TOC) Standard from KHP @ 1000 mg/L*). Denne ble fortynnet til 20 ppm. Det ble laget en kalibreringskurve med utgangspunkt i fem ulike konsentrasjoner (0, 5, 1, 5, 10 og 20 mg/L) utfra denne kalibreringsløsningen. For nitrogen ble apparatet kalibrert med en KNO₃ løsning (5 mg/L, *Proanalysis, KEBO Lab*).

4.4.3 Fysikalsk-kjemiske parametere

For å måle pH og redokspotensial ble det brukt et multiloggersystem (WTW multi 3430). Til dette apparatet ble det koblet en pH elektrode (WTW SenTIX® 940) og en elektrode for måling av redokspotensiale (WTW SensoLyt®ORP 900).

Ledningsevne ble målt på et eget multiloggersystem (WTW multi 350i) tilkoblet en elektrode for å måle ledningsevne (WTW ConOx). Turbiditet ble målt ved å bruke et turbidimeter (TURBIQUANT 1100 IR). Elektrodene og turbidimeteret ble kalibrert med ulike kalibreringsløsninger, se tabell 4.4.

Tabell 4.4: Tabellen viser hvilket apparat ulike parametere er mål på, eventuell elektrode og kalibreringsløsning.

Parameter	Apparat	Elektrode	Kalibreringsløsning
pH	WTW multi 3430	WTW SenTix® 940	AVS TITRINORM phosphate buffer pH 7,00 ± 0,02 (20 °C) pH 4,00 ± 0,02 (20 °C)
Redokspotensial	WTW multi 3430	WTW SensoLyt® ORP 900	YSI 3682 Zobeil Solution (231 mV)
Ledningsevne	WTW multi 350i	WTW ConOx	WTW Kontrolløsning 0,01 M KCl – ISO 7888 (1413 µS/cm, 25 °C)
Turbiditet	TURBIQUANT 1100 IR	-	Kalibreringssett for TURBIQUANT 1100 IR (0,02 - 10,0 - 1000 NTU, MERCK)

4.5 Analyse og prøvetakning av E.coli

Det ble analysert en prøve for E.coli. Denne vannprøven ble tatt i bekk B4, Røynånbekken, som er en utløpsbekk fra Røynevannet. Denne prøvetakningen ble gjennomført 10. januar 2018 av Torvild Gundersen, driftsleder ved vannbehandlingsanlegg i Grimstad kommune. Vannprøven ble sendt til analyse hos Eurofins Environment Testing Norway AS (Kristiansand), og analysert i henhold til ISO-standarden for analysering av E.coli, NS-EN ISO 9308-2. Denne prøven ble tatt etter avtale med Grimstad kommune, da E.coli er en viktig parameter i drikkevannssammenheng. E.coli vil ikke bli drøftet i stor grad i denne oppgaven, da fokuset i denne oppgaven ligger på de kjemiske aspektene ved drikkevannskvalitet.

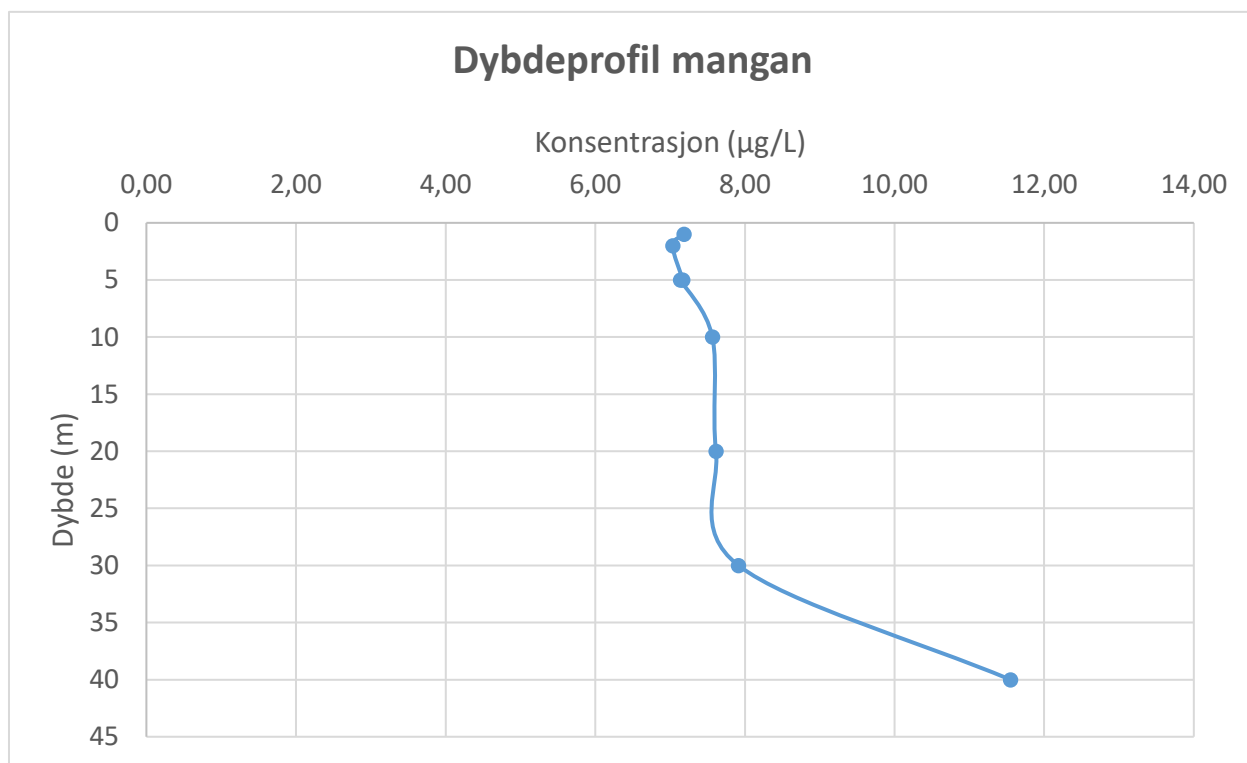
5 Resultater

I dette kapitlet presenteres resultater fra prøvetakningen. Det blir presentert dybdeprofiler for et utvalg elementer. Deretter presenteres gjennomsnittsverdier fra elementanalysen, TOC, DOC, TN og de fysikalsk-kjemiske parametere. Resultater fra de to største bekkene som renner inn i Røynevannet blir også presentert. Resultatene er kategorisert ved å benytte SFT veiledning 97:04 og Drikkevannsforskriften (vedlegg 1 og 2).

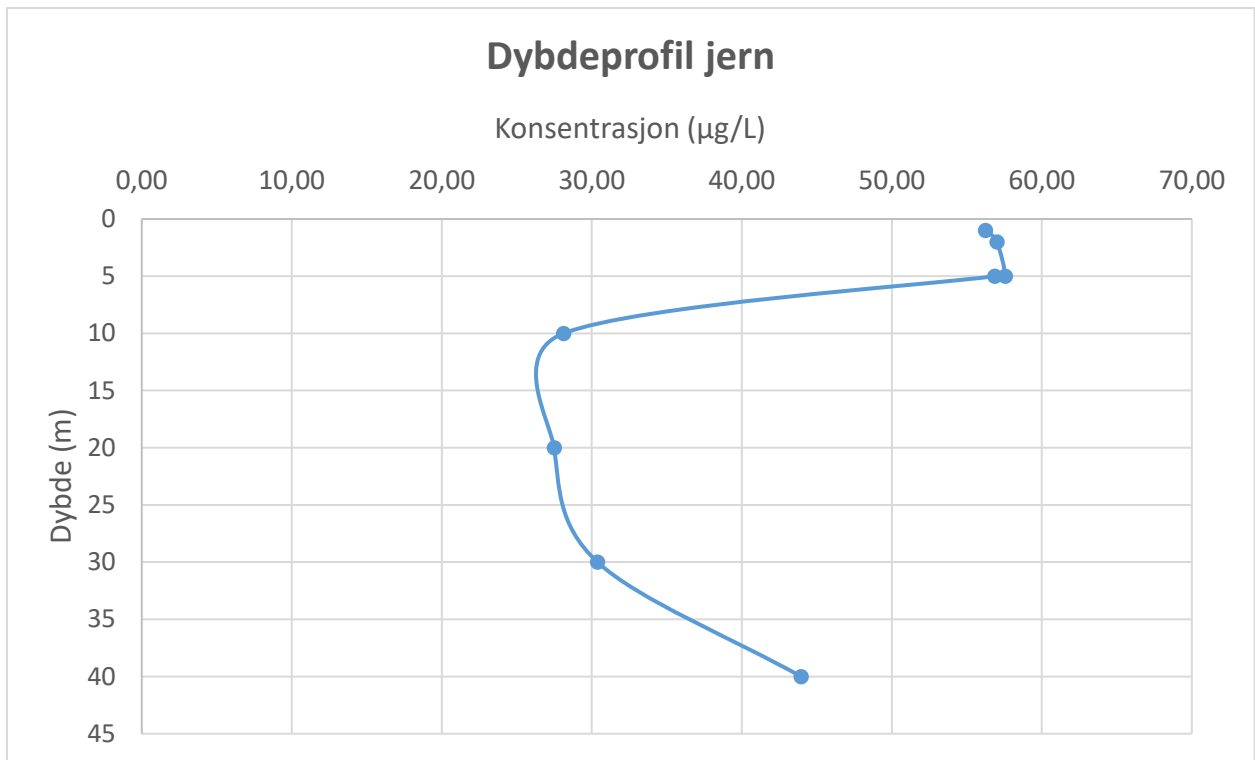
Det blir ikke presentert resultater for alle de analyserte elementene i dette kapitlet. I **vedlegg A** finnes gjennomsnittskonsentrasjoner for alle de analyserte elementene i Røynevannet. Det finnes også fysikalsk-kjemiske data fra prøvetakningen i dette vedlegget.

5.1 Dybdeprofiler

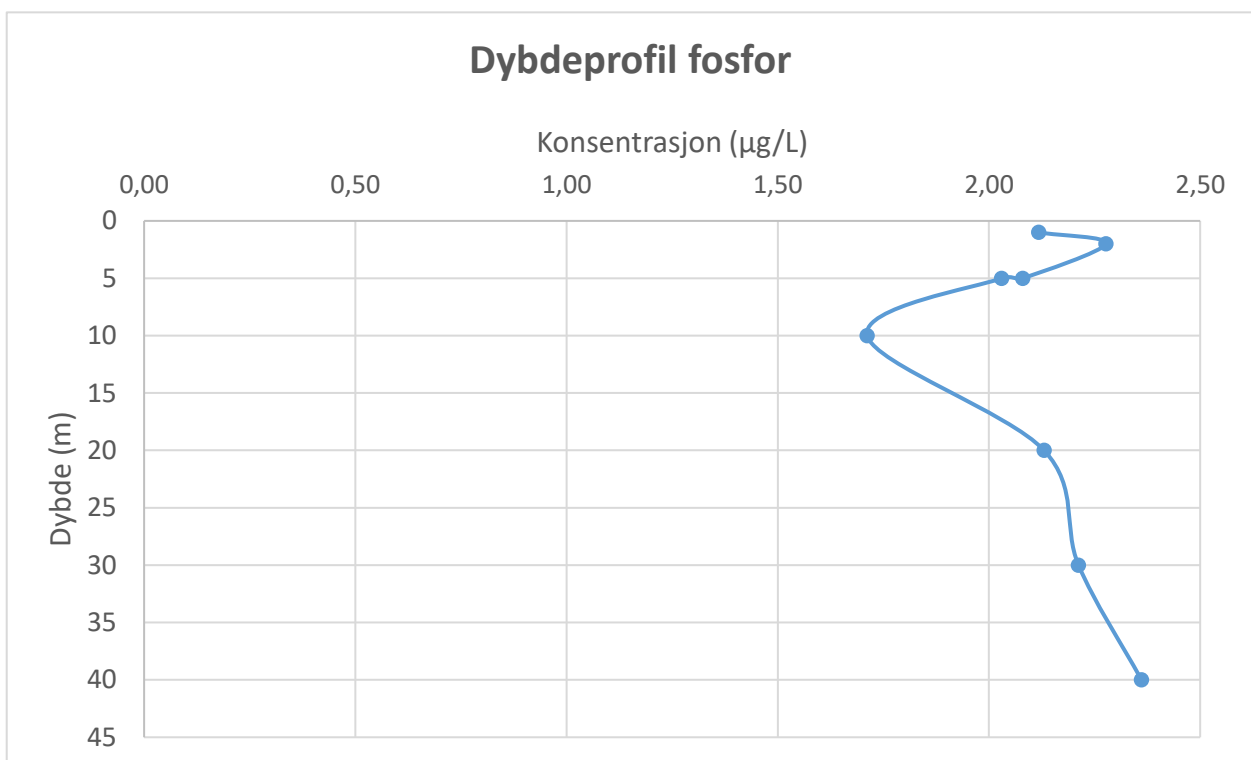
Fra prøvepunkt 2 er det laget en dybdeprofil for et utvalg elementer, dette er de samme elementene som er nevnt i SFT veiledning 97:04, se figur 5.1 til 5.12.



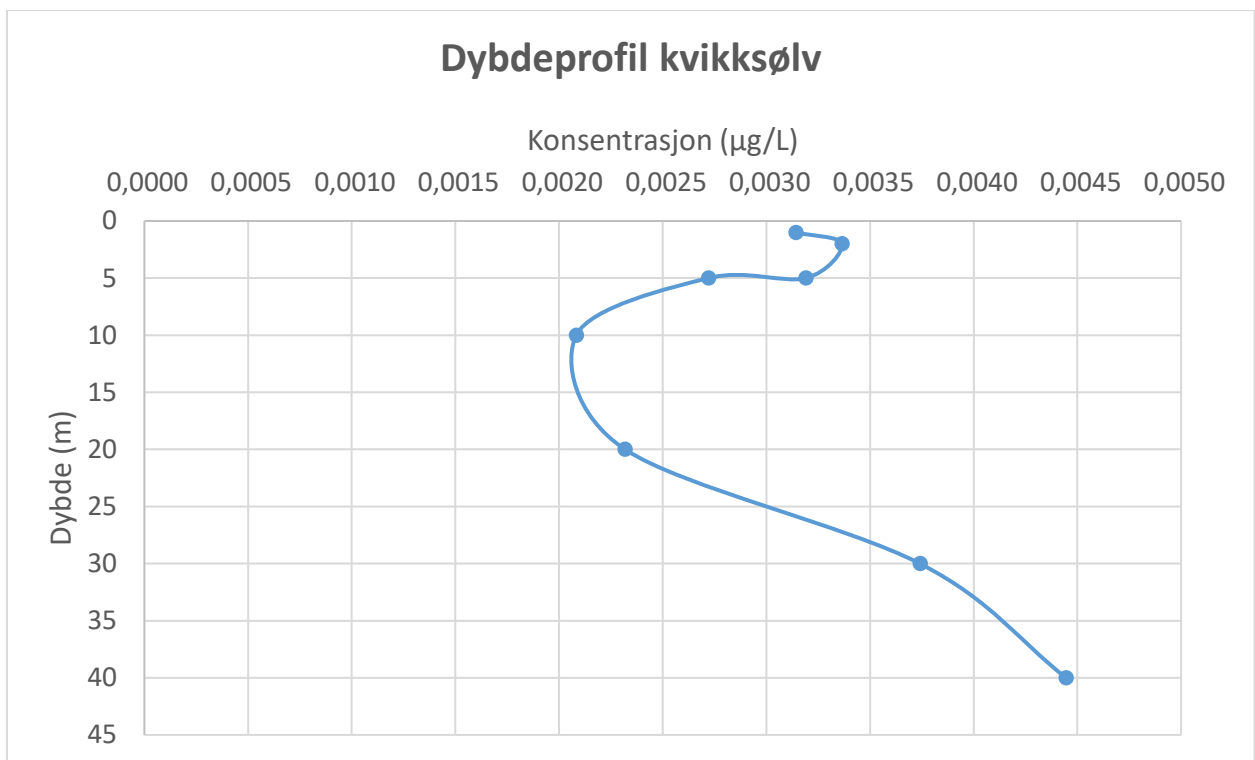
Figur 5.1: Dybdeprofil for mangan i prøvepunkt 2



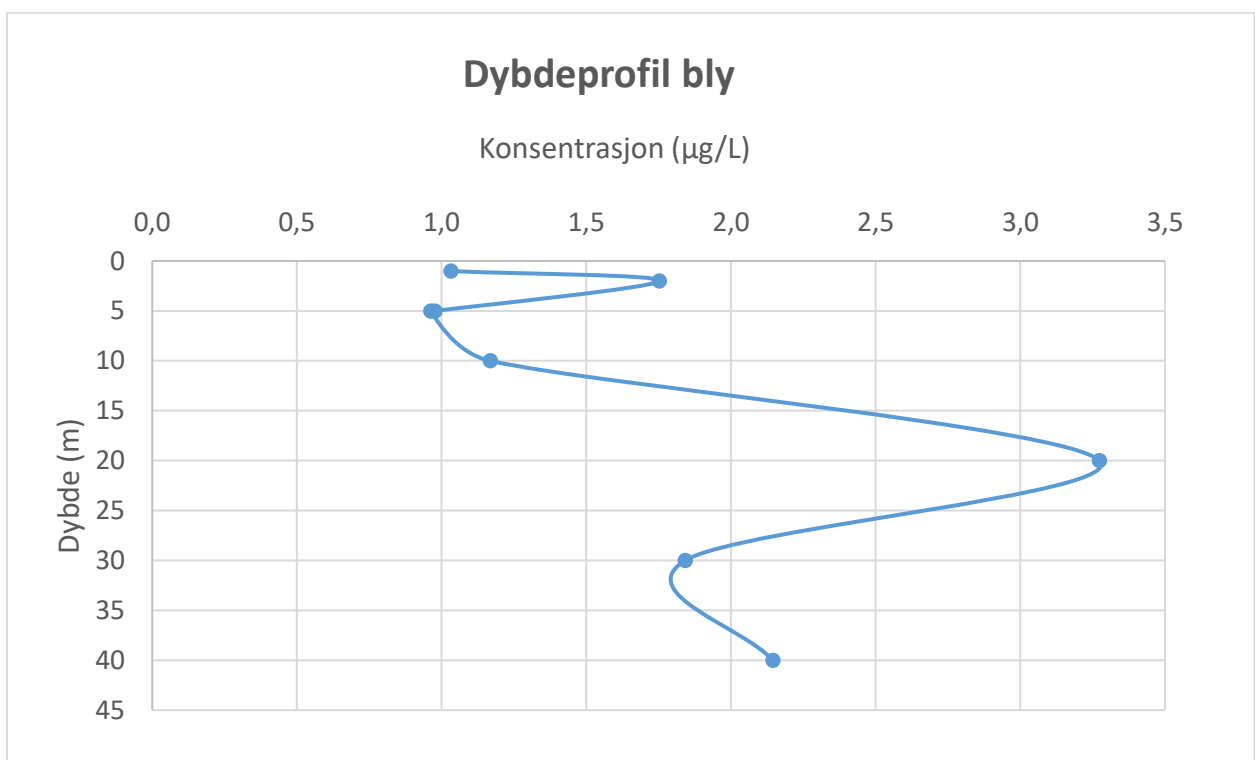
Figur 5.2: Dybdeprofil for jern i prøvepunkt 2



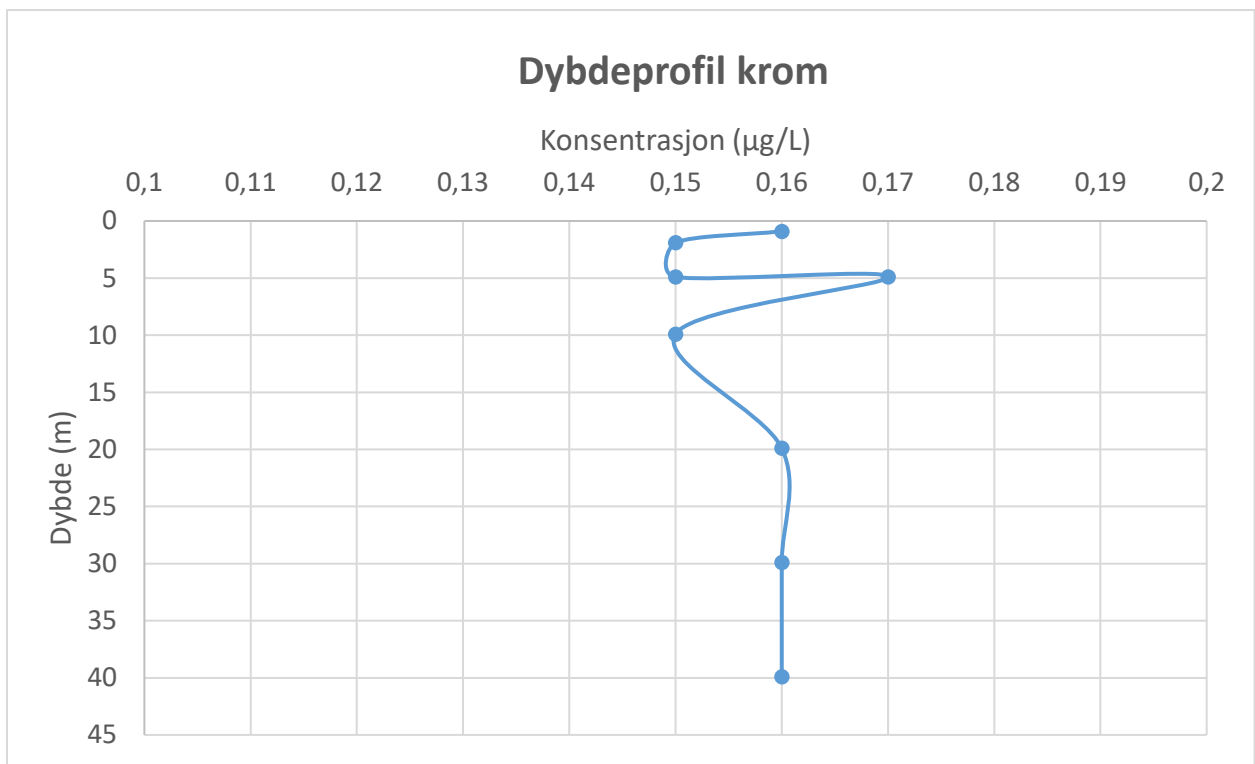
Figur 5.3: Dybdeprofil for fosfor i prøvepunkt 2



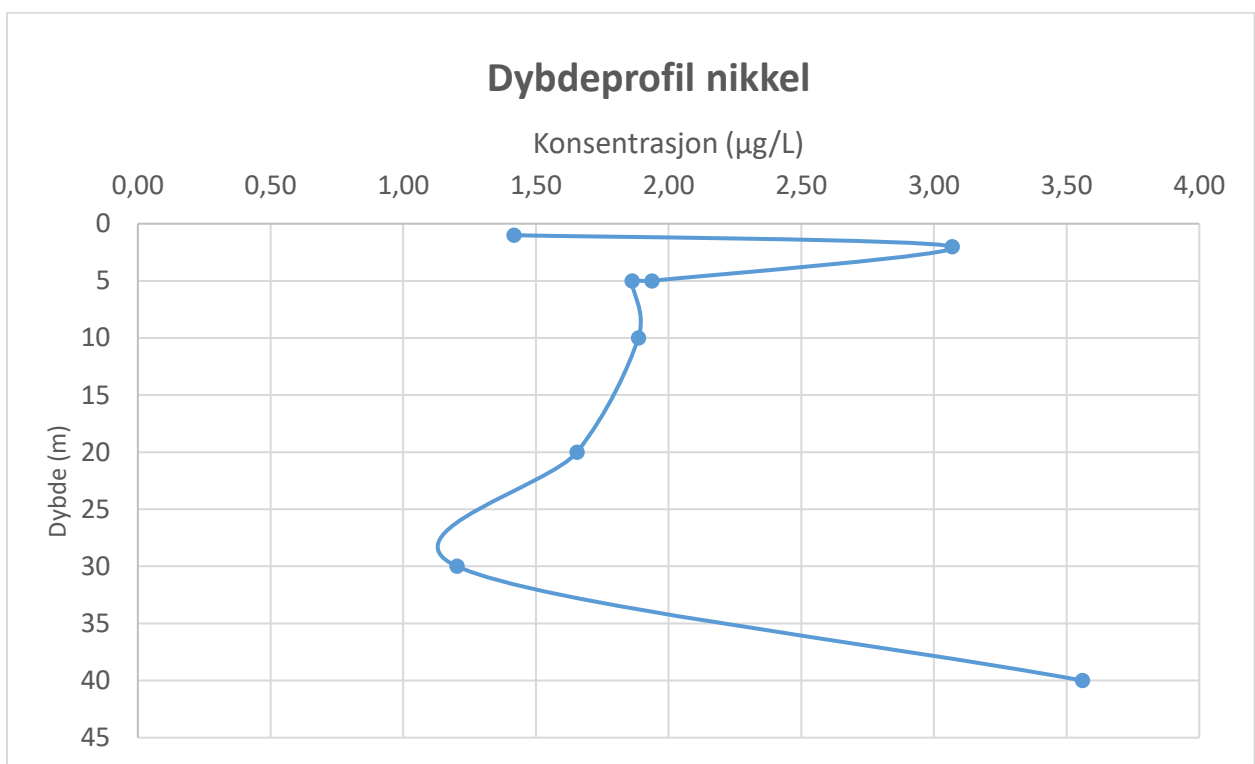
Figur 5.4: Dybdeprofil for kvikksølv i prøvepunkt 2



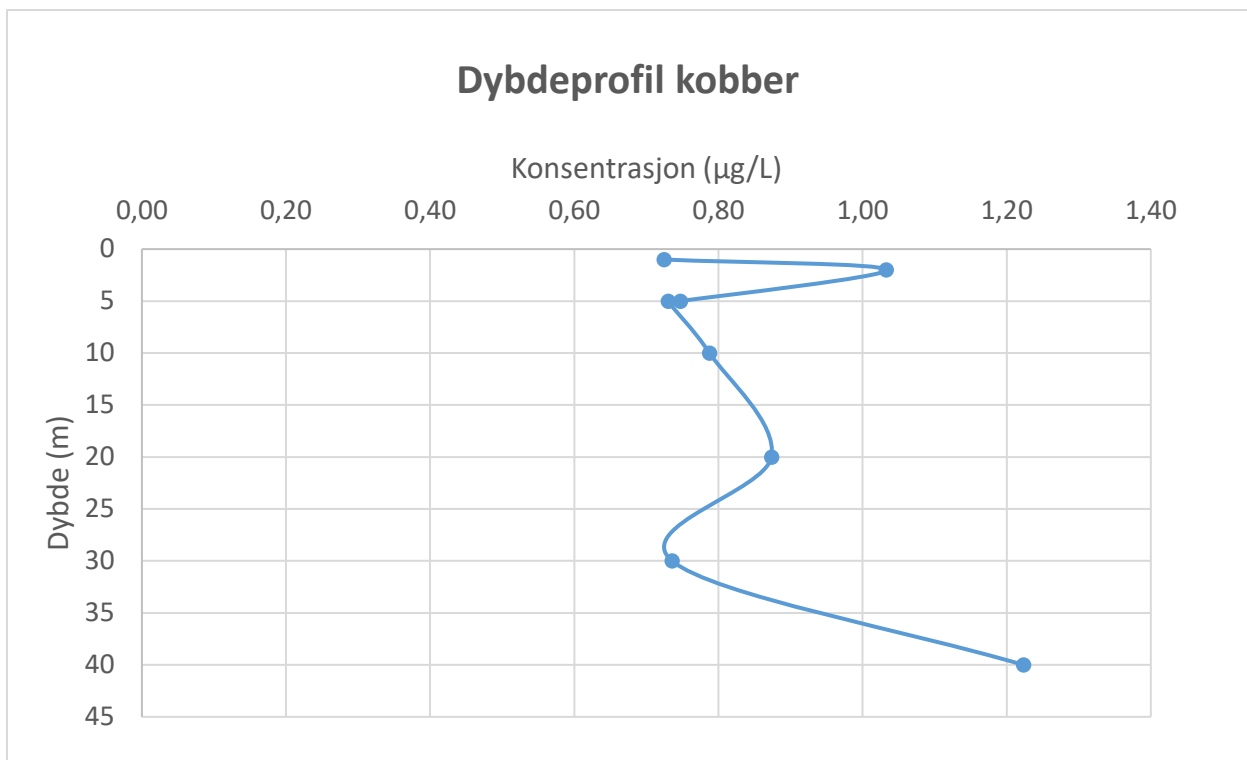
Figur 5.5: Dybdeprofil for bly i prøvepunkt 2



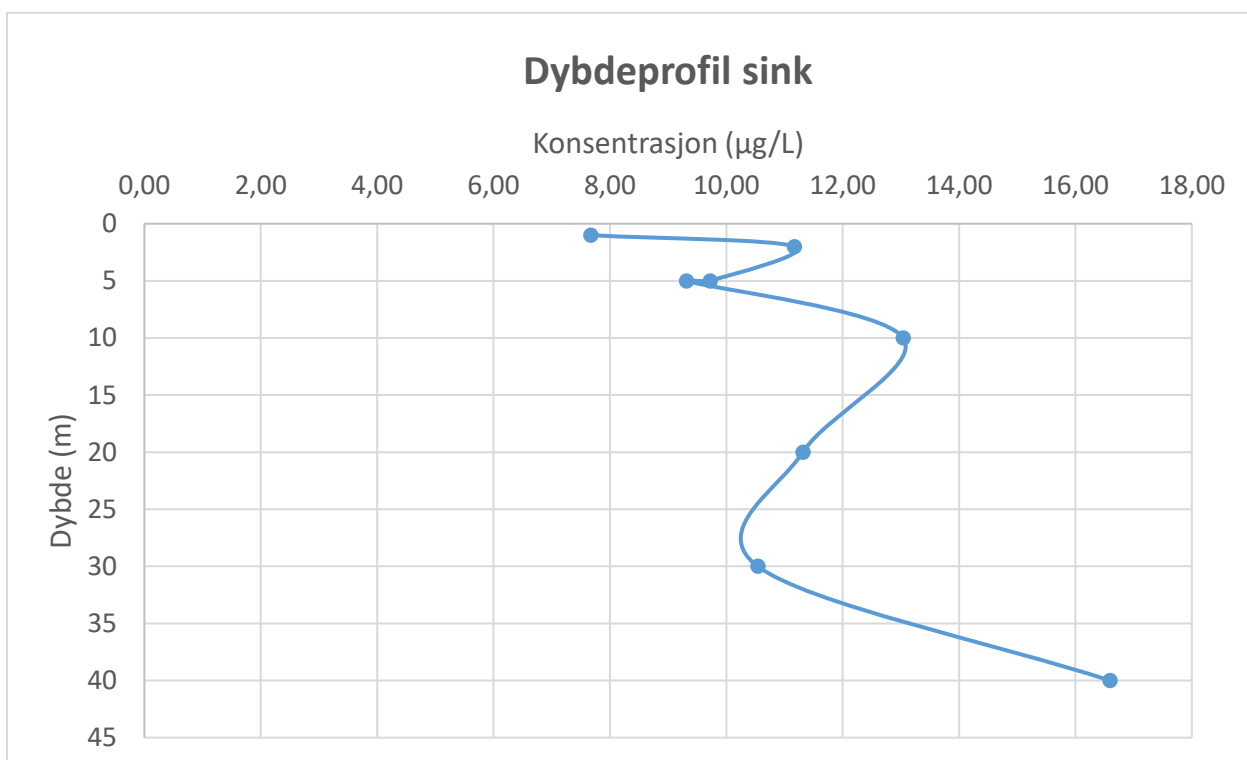
Figur 5.6: Dybdeprofil for krom i prøvepunkt 2



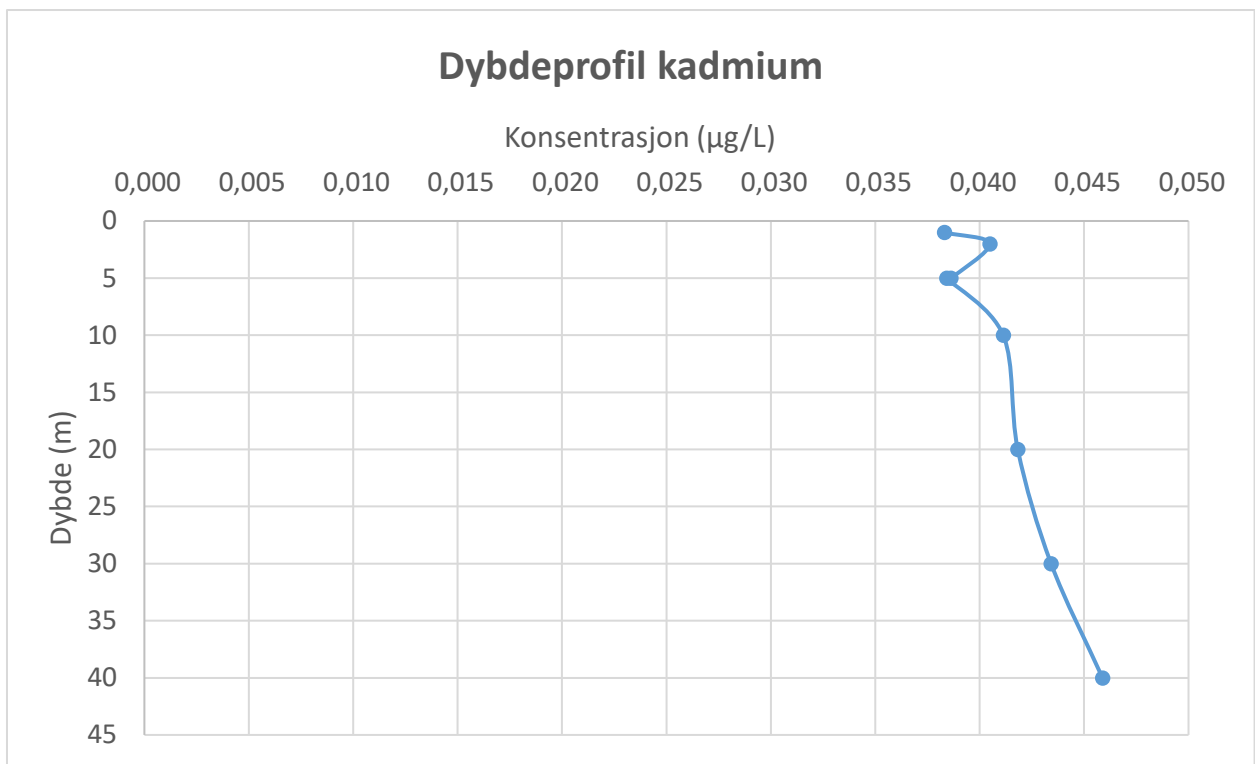
Figur 5.7: Dybdeprofil for nikkel i prøvepunkt 2



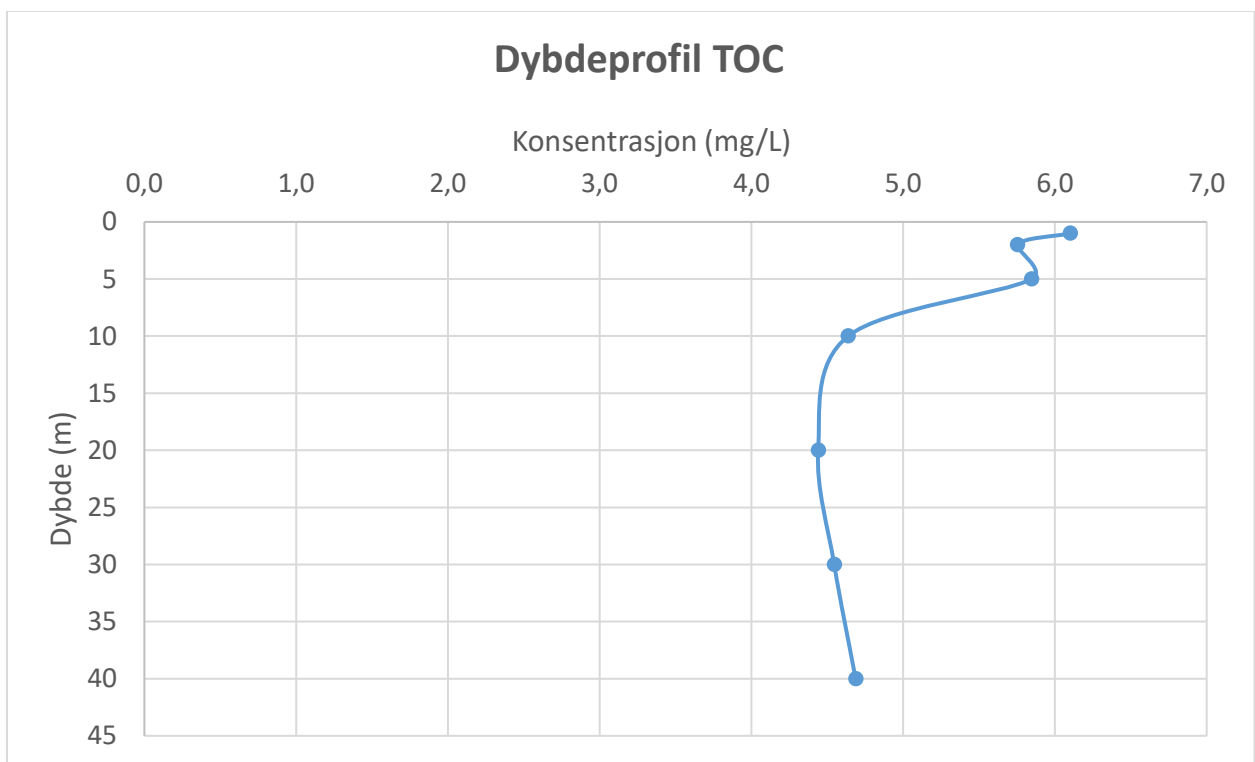
Figur 5.8: Dybdeprofil for kobber på prøvepunkt 2



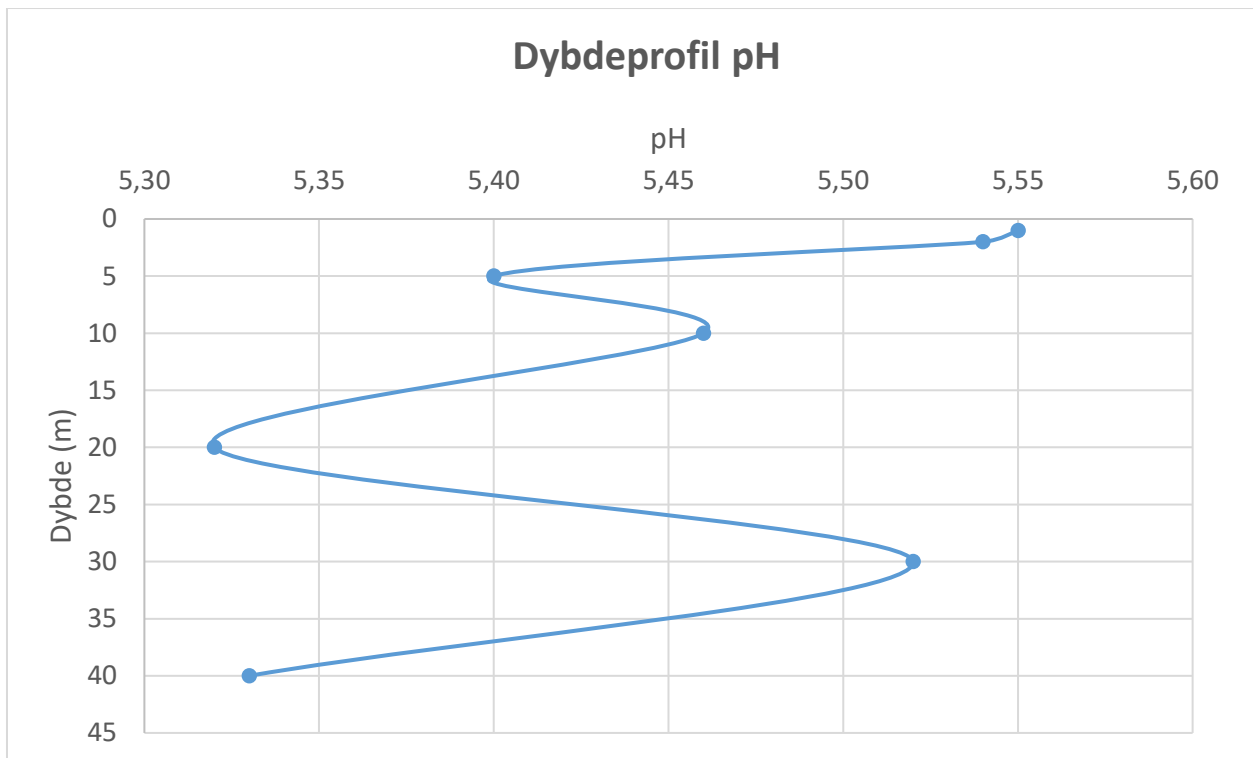
Figur 5.9: Dybdeprofil for sink i prøvepunkt 2



Figur 5.10: Dybdeprofil for kadmium i prøvepunkt 2



Figur 5.11: Dybdeprofil for total organisk karbon (TOC) i prøvepunkt 2



Figur 5.12: Dybdeprofil for pH i prøvepunkt 2

Figur 5.1 viser dybdeprofil for mangan, og det kan observeres en relativ lik konsentrasjon nedover i vannet. Denne konsentrasjonen ligger omtrent på 7 $\mu\text{g/L}$. På 40 meter øker konsentrasjonen til omtrent 12 $\mu\text{g/L}$. Dybdeprofilen til jern vises i figur 5.2. Det kan observeres at konsentrasjonen av jern er omtrent lik for 1, 2 og 5 meter, her er konsentrasjonen rett under 60 $\mu\text{g/L}$. På 10 meter er konsentrasjonen av jern nesten halvert til rett under 30 $\mu\text{g/L}$, og den blir liggende rundt dette også for 20 og 30 meter. På 40 meter øker konsentrasjonen til rett over 40 $\mu\text{g/L}$.

Konsentrasjonen av fosfor ligger innenfor intervallet av 1,5-2,5 $\mu\text{g/L}$, slik det vises i figur 5.3. Alle prøvene ligger mellom 2 $\mu\text{g/L}$ og 2,5 $\mu\text{g/L}$, med unntak av prøven som er tatt på 10 meter. Denne prøven har en konsentrasjon på omtrent på 1,7 $\mu\text{g/L}$. Fra figur 5.4 kan det observeres at kvikksølvkonsentrasjonen varierer mellom 0,002 $\mu\text{g/L}$ – 0,005 $\mu\text{g/L}$.

Figur 5.5 viser at blykonsentrasjonen ligger mellom 1 – 2 $\mu\text{g/L}$ fra 1 meter og ned til 10 meter. På 20 meter øker konsentrasjonen til rett over 3 $\mu\text{g/L}$, mens prøvene på 30 og 40 meter ligger rett rundt 2 $\mu\text{g/L}$. Det kan observeres av figur 5.6 at krom holder en jevn konsentrasjon på omtrent 0,16 $\mu\text{g/L}$ på alle vanddybder. Konsentrasjonen av nikkel varierer mellom rett over 1

$\mu\text{g/L}$ og rett under $4 \mu\text{g/L}$, slik det kan observeres fra figur 5.7. Flertallet av prøvene ligger mellom $1 \mu\text{g/L}$ og $2 \mu\text{g/L}$, men på 2 meter er det en konsentrasjon på rett over $3 \mu\text{g/L}$ og på 40 meter er konsentrasjonen av nikkel omtrent $3,5 \mu\text{g/L}$. Som det vises i figur 5.8 ligger kobberkonsentrasjonen i dette prøvepunktet omtrent på $0,75 \mu\text{g/L}$ på alle dybder. Unntaket er på 2 meter hvor konsentrasjonen ligger rett over $1 \mu\text{g/L}$, og på 40 meter hvor konsentrasjonen er omtrent $1,25 \mu\text{g/L}$.

Konsentrasjonen av sink varierer nedover vanndybden. Fra figur 5.9 kan det observeres at på 1 meter er konsentrasjonen omtrent $7 \mu\text{g/L}$. Flertallet av prøvene ligger omtrent på $10 \mu\text{g/L}$, mens på 40 meter er konsentrasjonen omtrent $17 \mu\text{g/L}$. Kadmium har omtrent lik konsentrasjon på alle vanndybder, og ligger mellom omtrent $0,040 \mu\text{g/L}$ og $0,050 \mu\text{g/L}$. Dette kan observeres fra figur 5.10. Konsentrasjonen øker noe med vanndybde.

For TOC er konsentrasjonen høyest i overflatevannet, og lavere nedover i vanndybden. Fra figur 5.11 kan det observeres at på 1, 2 og 5 meter er TOC konsentrasjonen omtrent 6 mg/L , mens fra 10 meter og dypere ligger konsentrasjonen jevnt rett under 5 mg/L .

Fra figur 5.12 kan det observeres at pH varierer med dybde. pH varierer mellom omtrent 5,3 og 5,6. Det er ingen tydelig trend, men på 1 og 2 meter er pH 5,55 og på 20 og 40 meter er pH omtrent 5,3. På 30 meter er pH over 5,5.

5.2 Tilstandsklasse og Drikkevannsforskriften

For hver prøve som ble analysert på ICP-MS ble det bestemt en konsentrasjon for hvert av de valgte elementene. Det ble så regnet ut en gjennomsnittskonsentrasjon for hvert element i Røynevannet ved å benytte prøvene fra selve vannet, og ikke resultater fra bekkene. SFT veiledning 97:04 ble så benyttet for å klassifisere tilstanden for hver av de parameterne som er nevnt i veilederen, se tabell 5.1.

Tabell 5.1: Tabellen viser gjennomsnittskonsentrasjonen av ulike elementer i Røynevannet med tilhørende relativt standardavvik (RSD) mellom prøvene, og hvilken tilstandsklasse disse tilhører ifølge SFT veiledning 97:04

Element	Gjennomsnittskonsentrasjon	RSD	Tilstandsklasse for gjennomsnittsverdien	Navn på tilstandsklasse
P	5,2 µg/L	220	I	Meget god
Mn	7,5 µg/L	12	I	Meget god
Fe	48 µg/L	30	I	Meget god
Hg	0,0028 µg/L	41	II	Moderat forurenset
Pb	1,9 µg/L	1,9	III	Markert forurenset
Cr	0,16 µg/L	12	I	Ubetydelig forurenset
Ni	1,8 µg/L	68	II	Moderat forurenset
Cu	0,92 µg/L	42	II	Moderat forurenset
Zn	11 µg/L	44	II	Moderat forurenset
Cd	0,041 µg/L	13	II	Moderat forurenset
Total Nitrogen	280 µg/L	10	I	Meget god
TOC	5,3 mg/L	13	III	Mindre god

For de parameterne som er nevnt i Drikkevannsforskriften (2016), men ikke er nevnt i SFT veiledning 97:04 ble vedlegg 1 og 2 i Drikkevannsforskriften (2016) benyttet til kategorisering. Denne ble brukt for å bestemme om konsentrasjonen av det enkelte elementet lå over eller under grenseverdien eller tiltaksgrensen, se tabell 5.2.

Tabell 5.2: Tabellen viser gjennomsnittsverdier for elementene nevnt i Drikkevannsforskriften (2016) med tilhørende relativt standardavvik (RSD), og om de er over eller under grenseverdi eller tiltaksgrense

Element	Gjennomsnittskonsentrasjon (µg/L)	RSD (%)	Over/under grenseverdi/tiltaksgrense
Sb	0,073	8,3	Under grenseverdi
As	0,22	10	Under grenseverdi
B	3,2	5,5	Under grenseverdi
Cl	3700	4,6	Under tiltaksgrense
Na	2400	2,6	Under tiltaksgrense
Al	170	4,5	Under tiltaksgrense

Gjennomsnittskonsentrasjoner for resten av de analyserte elementene finnes i tabell A.1.1 i vedlegg A. Det ble funnet en gjennomsnittlig TOC konsentrasjon på 5,3 mg/L og en gjennomsnittlig DOC konsentrasjon på 1,1 mg/L. Gjennomsnittskonsentrasjonen av kalsium i Røynevannet er 0,72 mg/L, og hardheten til vannet ble derfor beregnet til 0,10 °dH.

5.3 Askedalsbekken og Loppebekk

De to største bekkene som fører inn i Røynevannet er Askedalsbekken og Loppebekk. Begge disse bekkene er prøvetatt i både første og andre prøvetakning. I andre prøvetakning ble også de fysikalsk-kjemiske parameterne ledningsevne, redokspotensial og pH registrert. I tabell 5.3 presenteres gjennomsnittskonsentrasjonene for et utvalg elementer og de registrerte fysikalsk-kjemiske parameterne i Askedalsbekken og Loppebekk. Gjennomsnittskonsentrasjonen for elementene baserer seg på to prøver for hvert element.

Tabell 5.3: Tabellen viser gjennomsnittskonsentrasjonen for ulike elementer fra 1. og 2. prøvetakning i de to største bekkene som fører inn til Røynevannet. Det presenteres også fysikalsk-kjemiske data fra 2. prøvetakning

Element	Gjennomsnittskonsentrasjon i Askedalsbekken (µg/L)	Gjennomsnittskonsentrasjon i Loppebekk (µg/L)
P	2,5	3,2
Mn	6,9	9,6
Fe	63	350
Hg	< 0,003	< 0,003
Pb	0,53	1,1
Cr	0,16	0,31
Ni	0,47	0,74
Cu	0,60	0,70
Zn	6,1	9,2
Cd	0,036	0,060
Sb	0,069	0,094
As	0,22	0,48
B	3,2	4,2
Cl	3500	4400
Na	2300	3000
Al	160	340
Parameter	Askedalsbekken	Loppebekk
Ledningsevne (µS/cm)	21*	25*
Redokspotensial (mV)	290*	343*
pH	5,8*	4,4*
TOC (mg/L)	5,8*	14,6*

*For disse parameterne finnes det kun data fra 2. prøvetakning

5.4 Fysikalsk-kjemiske parametere

Det ble også regnet ut gjennomsnittsverdier for de fysikalsk-kjemiske parametere basert på prøvene tatt i Røynevannet, se tabell 5.4.

Tabell 5.4: Tabellen viser gjennomsnittsverdier for fysikalsk-kjemiske parametere målt i Røynevannet

Parameter	Gjennomsnittsverdi
Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	26
Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)	11
pH	5,6
Redokspotensial (mV)	300
Turbiditet (FTU)	0,6

De fysikalsk-kjemiske parametere i det enkelte prøvepunkt finnes i tabell A.2.1 i **vedlegg A.2**.

5.5 E.coli

Bekk B4, Røynånbekken, ble analysert for E.coli. Denne fikk et resultat på <1 MPN/100 mL.

5.6 Forklaringer til prøvetakningen

Prøvepunktene 1-3 ligger i området hvor det er aktuelt å legge et eventuelt vanninntak. På punkt 1 og 2 ble det målt pH, temperatur, ledningsevne, redokspotensial og turbiditet på alle prøvene. Det ble bestemt å kun gjøre dette for en av prøvene på de andre prøvepunktene. Denne prøven ble valgt til å være prøven på 10 meters dybde. Dette ble gjort på punkt 3-6. På punkt 7 og 8 var det for grunt, og prøven ble valgt til å være på 2 meter, fordi prøvetakeren gikk i bunn før 5 meter. Det ble også tatt en TOC og en DOC prøve på det valgte prøvepunktet, med unntak av for prøven på 2 meter i prøvepunkt 8, hvor det var tomt for prøvekolber.

5.7 Annullering av prøver

Samtlige prøver analysert for total nitrogen fikk en konsentrasjon under deteksjonsgrensen, og svært mange prøver var såpass lave at det ikke ble bestemt noen konsentrasjon. Det ble derfor analysert fem prøver på nytt for total nitrogen. Gjennomsnittskonsentrasjonene som diskuteres i denne oppgaven er basert på konsentrasjonene til disse fem prøvene. Disse prøvene ble tatt i prøvepunkt 1 på 1 og 10 meter, prøvepunkt 2 på 1 og 40 meter, og i prøvepunkt 3 på 10 meter.

Under analyse av DOC prøvene ble prøve 2 og prøve 7 plassert feil i karusellen til apparatet. Dermed ble ikke disse prøvene analysert under analysen. Det ble besluttet å ikke analysere de to prøvene på nytt, så disse to prøvene ble annullert.

6 Diskusjon

I dette kapitlet diskuteres resultatene fra analysene av Røynevannet og innkommende bekker. Dybdeprofilene blir diskutert, før gjennomsnittskonsentrasjonene sammenliknes med resultater fra dagens drikkevannskilde, Rorevannet. Dette gjøres ved å sammenlikne med resultater fra rapporten «Analyse av Rore og nedbørsfelt» gjennomført av NIVA i 2014. I rapporten fra NIVA ble ikke naturlige mineraler og metaller vurdert, disse er derfor diskutert opp mot tilstandsklassene gitt i SFT veiledning 97:04 «Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann» og Drikkevannsforskriften (vedlegg 1 og 2). Innholdet av elementer i Røynevannet diskuteres også opp mot geologien i området, og tilførselsbekkenes påvirkning. Trendene i PCA analysen diskuteres, før kapitlet avsluttes med diskusjon av kvalitetssikringen som er gjort i prøvetakningen og i analysen av data.

6.1 Drøfting av dybdeprofiler

I kapittel 5.1 i resultatdelen ble det presentert dybdeprofiler for et utvalg elementer. Dybdeprofilene ble presentert i figur 5.1 til 5.12. Disse profilene ble laget fra prøvepunkt 2, da det ble tatt prøver på flest dybder i dette prøvepunktet. Dette punktet ligger også i området hvor et eventuelt vannuttak vil ligge. Da dybdeprofilene kun er basert på et prøvepunkt er det ikke gitt at dybdeprofilene er helt like i de resterende prøvepunktene. De kan likevel gi et bilde av fordelingen av elementene med vanndybde. Fra dybdeprofilene kan det observeres at trendene til de ulike elementene med vanndybde er svært ulike. For noen elementer er det en tydelig trend, mens for andre svinger konsentrasjonen gjennom hele vanndybden.

Dybdeprofilen for mangan viser at konsentrasjonen er omtrent den samme ned til 30 meter, da er konsentrasjonen av mangan omtrent 7 µg/L. Dette er omtrent dobbelt så høyt som medianverdien for mangan i norske innsjøer på 3,47 µg/L (NIVA, 2008). På 40 meter øker konsentrasjonen til omtrent 12 µg/L. Hvorfor konsentrasjonen av mangan øker på 40 meter er usikkert, men det kan skyldes en punktkilde. I nedbørsfeltet til Røynevannet er det større andeler myrområder. Disse myrområdene rundt Røynevannet kan være en kilde til mangan i vannet. I myr finnes det mye humus, som kan binde seg sterkt til hydroksidmineraler av mangan (Alloway, 2013).

For krom er konsentrasjonen omtrent 0,16 µg/L på alle vanndybder. Denne konsentrasjonen er høyere enn medianverdien for krom i norske innsjøer på 0,062 µg/L (NIVA, 2008). En noe høyere konsentrasjon av krom i Røynevannet, enn medianen i norske innsjøer, kan skyldes langtransporterte forurensinger. Sørlandet er i større grad enn resten av landet utsatt for langtransporterte forurensinger, og forhøyde konsentrasjoner krom i denne landsdelen har

derfor ofte dette som kilde (NIVA, 2008). Kadmium er også relativt lik i konsentrasjon gjennom hele vanndybden, og ligger mellom 0,040 µg/L og 0,05 µg/L. Dette er også betydelig høyere enn medianverdien for kadmium i norske innsjøer på 0,011 µg/L (NIVA, 2008). Disse noe høyere konsentrasjonene av kadmium i Røynevannet, kan også skyldes langtransporterte forurensinger (Johansson, Bergbäck og Tyler, 2001).

Dybdeprofilen for fosfor viser at konsentrasjonen hovedsakelig varierer mellom 2 µg/L og 2,5 µg/L. Dette er noe under medianverdien for norske innsjøer på 4,1 µg/L (NIVA, 2008). Kildene til fosfor i vann kommer ofte fra gjødsling i landbruket (Conley *et al.*, 2009)

For jern er det høyere konsentrasjoner i overflatevannet, enn i bunnvannet. Konsentrasjonen er nesten 60 µg/L, ned til og med 5 meter. På 10 meter er konsentrasjonen av jern nesten halvert, og ligger rett under 30 µg/L og den blir liggende rundt dette også for 20 og 30 meter. På 40 meter øker konsentrasjonen til rett over 40 µg/L. Dette er høyere enn medianverdien funnet for jern i norske innsjøer i «Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006». I denne undersøkelsen ble det funnet at medianverdien for jern i norske innsjøer var 24,8 µg/L (NIVA, 2008). Likevel er konsentrasjonen av jern i Røynevannet relativt representativ for norske innsjøer. I «Regional innsjøundersøkelse 1995» ble medianverdien for jern bestemt til 51 µg/L (NIVA, 2008). Disse to undersøkelsene undersøkte ikke nøyaktig de samme innsjøene, noe som kan forklare forskjellen i medianverdi for jern mellom undersøkelsene.

Konsentrasjonen av TOC er også noe høyere i overflatevannet enn bunnvannet. Ned til og med 5 meter er TOC konsentrasjonen omtrent 6 mg/L, men fra 10 meter og dypere er konsentrasjonen litt under 5 mg/L. TOC konsentrasjonen i dette prøvepunktet er betydelig høyere enn medianverdien for TOC i norske innsjøer på 1,9 mg/L for alle vanndybder (NIVA, 2008). TOC består av store andeler humus (Ødegaard, 1988), og disse er ofte sterkt bundet til hydroksidmineraler av jern (Alloway, 2013). Dette kan muligens forklare hvorfor både TOC og jern har høyere konsentrasjoner i overflatevannet enn i bunnvannet. Årsaken til at det er høyere konsentrasjoner av jern og TOC i overflatevannet enn i bunnvannet, kan muligens forklares ved hvordan disse blir tilført til vann. Humus er ofte er døde planterester, og kan derfor i stor grad tilføres til vannet via overflaten (Ødegaard, 1988). Selv om noe av jernet i Røynevannet kan ha blitt tilført fra humus, er hovedkilden til jern i vann normalt geokjemisk (NIVA, 2008).

Bly, nikkel, kobber, sink, kvikksølv, og pH varierer med vanndybden uten noen tydelig trend. Kobber og nikkel har begge laveste konsentrasjon i overflaten, mens høyeste konsentrasjon er

på 40 meter. Selv om konsentrasjonen til kobber varierer med vanddybde, er den generelt høyere enn 0,7 µg/L, noe som er høyere enn medianverdien for kobber i norske innsjøer på 0,311 µg/L (NIVA, 2008). Nikkelkonsentrasjonen i Røynevannet varierer mellom rett over 1 µg/L på 1 meter og rett under 4 µg/L på 40 meter. Dette er også høyere enn medianverdien i norske innsjøer på 0,28 µg/L (NIVA, 2008). Kvikksølv varierer i konsentrasjon med vanddybde mellom omtrent 0,0020 µg/L og 0,0040 µg/L. NIVA (2008) undersøkte ikke kvikksølvkonsentrasjoner i vann, og det er derfor ikke beregnet noen medianverdi for dette elementet. Drikkevannsforskriften (2016) oppgir en grenseverdi på 1,0 µg/L for kvikksølv, og dermed er prøvene i prøvepunktet godt under dette. Både bly og sink varierer begge i vanddybden, men generelt er det litt høyere konsentrasjoner i bunnvannet enn i overflatevannet for begge elementene. Bly, som varierer mellom 1 µg/L og 3 µg/L i Røynevannet, har høyere konsentrasjoner enn medianverdien for bly i norske innsjøer på 0,102 µg/L (NIVA, 2008). Det samme gjelder for sink, hvor medianverdien i norske innsjøer ligger på 1,57 µg/L, mens dybdeprofilen for sink varierer mellom 7 µg/L og 17 µg/L (NIVA, 2008). Årsaken til at konsentrasjonene av bly, nikkel, kobber, sink er høyere i Røynevannet enn medianverdien i Norge, skyldes sannsynligvis langtransporterte forurensinger. Konsentrasjonene av disse elementene er generelt høyere i innsjøer på Sørlandet, og konsentrasjonene i innsjøene er derfor høyere enn medianverdien i Norge (NIVA, 2008). Kildene til kvikksølv i Røynevannet, skyldes også sannsynligvis langtransporterte forurensinger (Johansson, Bergbäck og Tyler, 2001).

pH svinger i hele vanddybden mellom omtrent 5,3 og 5,6. Dette er lavere enn medianverdien i norske innsjøer på 6,4 (Skjelkvåle *et al.*, 1997). På Sørlandet er medianverdien for pH i innsjøer 5,93 (Skjelkvåle *et al.*, 1997). Røynevannet ligger dermed relativt nære medianverdien på Sørlandet. pH er ofte lavere i innsjøer på Sørlandet, i forhold til i resten av landet, på grunn av sur nedbør (NIVA, 2008).

6.2 Sammenlikning av Røynevannet og Rorevannet

Røynevannet har en gjennomsnittlig pH på 5,6, og er med dette noe surere enn det Rorevannet, som har en gjennomsnittlig pH lik 5,93 (NIVA, 2014). Det er mer myrområder rundt Røynevannet, enn Rorevannet. Dette kan muligens forklare at det er lavere pH i Røynevannet enn i Rorevannet. Myr inneholder store andeler humussyrer. Disse kan, dersom det transporteres til vannet, bidra til å senke pH i vann (NIVA, 2008). Både pH verdien for Røynevannet og Rorevannet, er lavere enn den gitte tiltaksgrensen på 6,5 fra Drikkevannsforskriften (2016). Det må altså gjøres tiltak for å øke pH i vannbehandlingen, dersom Røynevannet skal benyttes som reservedrikkevannskilde.

Turbiditeten i Røynevannet og Rorevannet er relativt lik med en gjennomsnittlig verdi på 0,6 FTU for Røynevannet, og 0,5 FTU for Rorevannet (NIVA, 2014). Turbiditet på 0,5-0,6 FTU er ikke spesielt høye verdier, og ligger under 1 NTU, som Drikkevannsforskriften (2016) anbefaler at turbiditeten i drikkevann bør være under.

Konsentrasjonen av kalsium er lavere i Røynevannet enn i Rorevannet. I Røynevannet har kalsium en gjennomsnittlig konsentrasjon på 0,72 mg/L, mens i Rorevannet er konsentrasjonen 1,3 mg/L (NIVA, 2014). Dette gjør at Røynevannet vil være bløtere enn Rorevannet. Med en tysk hardhetsgrad på henholdsvis 0,18 °dH for Rorevannet og 0,10 °dH for Røynevannet, er likevel begge vannene kategorisert som «meget bløtt». Røynevannet skiller seg dermed ikke ut i forhold til andre norske vann, hvor de fleste av vannene befinner seg i kategorien «meget bløtt» eller «bløtt». Kalsiumkonsentrasjonen er normalt lav i norske innsjøer (Skjelkvåle *et al.*, 1997). Dette er gunstig i forhold til å benytte Røynevannet til husholdningsbruk, da bløtt vann i motsetning til hardt vann ikke skaper problemer for elektriske varmeelementer i for eksempel vaskemaskiner (Ødegaard, 2012).

Total-nitrogenkonsentrasjonen i Røynevannet er lavere enn i Rorevannet. Røynevannet har en gjennomsnittlig total-nitrogenkonsentrasjon på 280 µg/L, mens gjennomsnittet i Rorevannet ligger noe høyere med 410 µg/L (NIVA, 2014). Medianverdien for total nitrogen i Norge er 195 µg/L (NIVA, 2008), så både Røynevannet og Rorevannet har en høyere total-nitrogenkonsentrasjon enn medianen av innsjøer i Norge. Nitrogen tilføres ofte til vann fra gjødsling i landbruket og er, sammen med fosfor, viktig for plantevekst. Det er derfor ønskelig at konsentrasjonen i vannet ikke er så høy. Høye konsentrasjoner av nitrogen kan i verste fall føre til oppblomstring av giftige cyanobakterier i vannet (Conley *et al.*, 2009). En gjennomsnittlig total-nitrogenkonsentrasjon på 280 µg/L i Røynevannet, er innenfor tilstandsklasse I «Meget god». Det burde derfor ikke være fare for å utvikle disse cyanobakteriene.

Som nitrogen, tilføres fosfor ofte til vann fra gjødsling i landbruket (Conley *et al.*, 2009). Den gjennomsnittlige fosforkonsentrasjonen er noe lavere i Røynevannet enn Rorevannet. Røynevannet har en gjennomsnittlig konsentrasjon av fosfor på 5,2 µg/L, og Rorevannet har en gjennomsnittlig konsentrasjon på 5,6 µg/L (NIVA, 2014). Med hensyn på gjennomsnittlig konsentrasjon er konsentrasjonen av fosfor relativ lik i begge vannene. Gjennomsnittskonsentrasjonen i Røynevannet hadde derimot vært lavere om det ikke hadde vært for to prøver i prøvepunkt 1 på henholdsvis 2 og 10 meter. På 2 meter var fosforkonsentrasjonen 18 µg/L og på 10 meter 60 µg/L. Det ble derfor beregnet en medianverdi

for fosforkonsentrasjonen i Røynevannet, som ble 2,2 µg/L. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av fosfor i Røynevannet på 5,2 µg/L, er dermed mer enn dobbel så høy som medianverdien for vannet. De resterende prøvene var mye nærmere medianverdien, så for fosfor gir medianverdien et tydeligere bilde av fosforkonsentrasjonen i vannet enn gjennomsnittet.

Medianverdien for fosfor i Rorevannet er 5,2 µg/L, og skiller seg dermed ikke så mye ut fra gjennomsnittsverdien. Dermed er fosforkonsentrasjonen omtrent dobbelt så høy i Rorevannet enn sammenliknet med Røynevannet. Med utgangspunkt i medianverdien kommer Røynevannet i tilstandsklasse I «Meget god» og Rorevannet i tilstandsklasse II «God». Det er altså ikke spesielt høy fosforkonsentrasjon i noen av innsjøene. Dette er normalt for norske innsjøer, og Sørlandet er blant de stedene i Norge hvor det finnes lavest fosforkonsentrasjoner i vann (Skjelkvåle *et al.*, 1997).

Hvorfor fosforkonsentrasjonen for prøvene i prøvepunkt 1 på 2 og 10 meter skiller seg så mye ut fra de andre prøvene i Røynevannet er usikkert. Det kan ha vært en høyere fosforkonsentrasjon på disse to punktene på tidspunktet prøvene ble tatt, men det kan også skyldes kontaminering av prøven. En måte prøven kan ha blitt kontaminert på, er ved at hendene kom borti filteret under prøvetakningen. Det kan eventuelt tas nye vannprøver til analyse, for å finne ut om det finnes en punktkilde i disse punktene, eller om det er sannsynlig at prøvene er blitt kontaminert.

Ledningsevnen i de to vannene ligger nært i verdi med 26 µS/cm for Røynevannet og 28,2 µS/cm for Rorevannet (NIVA, 2014). I følge Gray (2010) ligger ledningsevnen normalt mellom 10 µS/cm og 1000 µS/cm i elver og innsjøer. Derfor er disse ledningsevnene innenfor det som er normalt for innsjøer, og er ikke spesielt høye. Dette kan indikere at det ikke er høye konsentrasjoner av oppløste ioner i vannene. Så lenge det ikke skjer noen unormale endringer i ledningsevnen, er den akseptabel til bruk som reservedrikkevannskilde (Drikkevannsforskriften, 2016).

6.3 Diskusjon opp mot tilstandsklasser og Drikkevannsforskriften

Alle TOC verdiene i Røynevannet er kategorisert til tilstandsklasse III «mindre god», og har en gjennomsnittsverdi på 5,3 mg/L. DOC verdiene hadde en gjennomsnittlig konsentrasjon på 1,1 µg/L. Det er altså noe høye verdier av organisk materiale i vannet. Ved prøvetakning kunne det observeres en gulbrun farge på vannet, og at det ikke var noen spesielt god sikt ned i vannet. Denne gulbrune fargen, sammen med en noe høy TOC konsentrasjon, kan tyde på at vannet inneholder en del humus. Dette er fordi høye konsentrasjoner av humus gir denne fargen på

vann (Ødegaard, 1988). Høye konsentrasjoner av jern og mangan kan også være med på å gi vannet en gulbrun farge. Røynevannet har en gjennomsnittlig jernkonsentrasjon på 48 µg/L og en mangankonsentrasjon på 7,5 µg/L. Disse konsentrasjonene er ikke spesielt høye i forhold til TOC konsentrasjonen, og det kan derfor tyde på at humus som gir den gulbrune fargen til vannet (Ødegaard, 1988).

Høye konsentrasjoner av humus i Røynevannet er ugunstig for husholdningsbruk. Dette kan føre til misfarging av hvitvask og øke korrosjonen på vannledninger, som igjen kan føre til at uønskede forbindelser kommer i drikkevannet. Det er heller ikke estetisk fint, eller slik de fleste ønsker og forventer at drikkevann skal se ut. Humus kan danne komplekser med metaller (Perdue, Beck og Helmut Reuter, 1976; Ødegaard, 1988). Siden Røynevannet inneholder relativt mye humus, kan det være en aktuell utfordring at metaller er bundet til humus i vannet.

En annen utfordring med høye konsentrasjoner av humus i Røynevannet er tilknyttet rensing og desinfisering av drikkevannet. Dersom klorering benyttes som desinfiseringsmetode kan humusen og klorete reagere, og danne klorerte organiske forbindelser som kan være karsinogene. Dermed vil metoden både være mindre effektiv, men også kunne danne helseskadelige forbindelser. Ved bruk av UV-stråling som desinfiseringsmetode vil humus være en utfordring fordi den kan transmittere UV-bestrålingen, og på denne måten gjøre desinfiseringen mindre effektiv (Ødegaard, 1988, 2012). Siden Røynevannet inneholder en del humus, kan det være lurt å behandle vannet for humus før desinfisering. Dette kan for eksempel gjøres i et koaguleringsanlegg (Ødegaard, 2012).

Røynevannet har en gjennomsnittlig aluminiumkonsentrasjon på 170 µg/L. Dette ligger under tiltaksgrensen på 200 µg/L gitt i Drikkevannsforskriften (2016). Aluminiumkonsentrasjonen ligger likevel ikke så langt under tiltaksgrensen. Det kan derfor være en risiko for å overstige tiltaksgrensen dersom det skjer en liten økning i aluminiumkonsentrasjonen i vannet. Konsentrasjonen av aluminium i vann og pH henger sterkt sammen. Aluminium kan bindes til organisk materiale, som for eksempel humus i vannet, ved å danne komplekser. Dersom pH i vannet synker vil en mindre andel av aluminiumet være bundet til organisk materiale (Perdue, Beck og Helmut Reuter, 1976; Skjelkvåle *et al.*, 1997). Dette fører til at aluminiumkonsentrasjonen i vannet kan øke. Det er ønskelig at aluminiumet heller er bundet til humus, enn at det eksisterer som uorganiske komplekser i vannet. Flere undersøkelser har vist en sammenheng mellom økt inntak av aluminium fra drikkevann, og økt risiko for Alzheimers (Martyn *et al.*, 1989; Rondeau *et al.*, 2000). Andre undersøkelser vist at det ikke er noen sammenheng mellom inntaket av aluminium og Alzheimers, men det er likevel ikke ønskelig

at innholdet av aluminium i drikkevannet er høyt (Taylor *et al.*, 1995). I tillegg til muligens å kunne øke risikoen for Alzheimers, kan økte mengder av uorganiske aluminiumkomplekser være giftig for vannlevende organismer (Skjelkvåle *et al.*, 1997). Det blir viktig å følge med på pH og aluminiumkonsentrasjonen i Røynevannet, dersom vannet skal benyttes som reservedrikkevannskilde, slik at konsentrasjonen ikke overstiger tiltaksgrensen.

Konsentrasjonen av bly i Røynevannet har et gjennomsnitt på 1,9 µg/L, hvilket ligger i tilstandsklasse III «markert forurenset». Flertallet av vannprøvene lå i denne kategorien, men det var også noen prøver i tilstandsklasse II «moderat forurenset» og tilstandsklasse IV «sterkt forurenset». Selv om vannet er «markert forurenset» av bly, har likevel ingen av vannprøvene oversteget grenseverdien på 10 µg/L gitt i Drikkevannsforskriften (2016). Dette betyr at blykonsentrasjonen er lav nok til at vannet, ifølge forskriften, kan benyttes som drikkevannskilde, selv om vannet er noe forurenset. Forhøyde blykonsentrasjoner kan skyldes blant annet industri, gruvedrift, eller bensin tilsatt bly (Manahan, 2010). Kilden til disse noe høye konsentrasjonene av bly kan komme fra langtransporterte forurensinger, da Røynevannet ligger på Sørlandet som særlig er utsatt for dette (Johansson, Bergbäck og Tyler, 2001).

De fleste av metallene som ble kategorisert ved hjelp av SFT Veiledning 97:04, er i tilstandsklasse II «Moderat forurenset». Dette gjaldt kvikksølv, nikkell, kobber, sink og kadmium. Konsentrasjonen av disse elementene er altså noe høyere, enn det som regnes som bakgrunnsnivå, for disse elementene i veilederen. Røynevannet er likevel ikke i stor grad forurenset av elementene. At det likevel er noe høyere konsentrasjoner enn det som regnes som bakgrunnsnivå, kan komme fra blant annet langtransporterte forurensninger (NIVA, 2008). Dersom disse elementene finnes i forhøyde konsentrasjoner i vann, er det ofte på grunn av antropogene kilder (Nriagu og Pacyna, 1988).

Krom, jern og mangan befinner seg i tilstandsklasse I. Dette betyr at forurensningen av krom er ubetydelig for vannkvaliteten, og at den kjemiske kvaliteten på vannet med hensyn på jern og mangan er meget god. Røynevannet regnes derfor ikke som forurenset med hensyn på disse tre elementene.

Antimon, arsen, bor, klor og natrium er ikke nevnt i SFT Veiledning 97:04, og ble derfor kategorisert ved å benytte Drikkevannsforskriften (2016). Både antimon, arsen og bor befant seg i konsentrasjoner godt under de gitte grenseverdiene. Arsen er blant annet et vanligere problem i drikkevannsføremønstre fra grunnvann enn i overflatevann, og tilføres ofte fra forvitring av mineraler i berggrunnen (Petrusevski *et al.*, 2007). I Norge kommer forhøyde

konsentrasjoner av arsen i innsjøer hovedsakelig fra langtransporterte forurensinger (NIVA, 2008). Hverken klor eller natrium var over den gitte tiltaksgrensen i Drikkevannsforskriften (2016).

Redokspotensial er verken nevnt i Drikkevannsforskriften (2016) eller i SFT Veiledning 97:04, men kan likevel gi viktig informasjon om forholdene i vann (Sigg, 2000). I Røynevannet ligger det gjennomsnittlige redokspotensialet på 300 mV, noe som er innenfor normalen i ferskvann. I ferskvann kan alt fra -500mV til 500mV være normalt. Et redokspotensial på 300mV betyr at det er oksiderende forhold i Røynevannet. Forbindelser som påvirkes av redoksforholdene i vann vil dermed i stor grad eksistere i en oksidert form, og det indikerer tilstedeværelse av sterke oksidanter i vannet (Sigg, 2000).

6.4 Sammenhenger mellom ulike elementer i Røynevannet

Det ble gjennomført en PCA analyse med datamaterialet fra alle analysene, og de registrerte fysikalsk-kjemiske parameterne. Elementer og parametere ble etterhvert fjernet, for å få fram trender i datasettet. De tre plottene som forklarer de største sammenhengene mellom elementene og prøvene i datasettet, finnes i **vedlegg D**.

Fra PCA analysen kunne det observeres at bekk B10 og B11 skiller seg ut i kjemisk sammensetning, i forhold til de resterende prøvene fra Røynevannet. Både bekk B10 og bekk B11, Loppebekk, inneholder høye konsentrasjoner av jern, aluminium og natrium. Høye konsentrasjoner av jern og aluminium, er vanlig å finne i områder med mye myr. Myr inneholder store andeler av humus, som både jern og aluminium kan danne komplekser med (Perdue, Beck og Helmut Reuter, 1976; NIVA, 2008). I tillegg til de høye konsentrasjonene av jern, aluminium og natrium inneholder bekk B10 også en vesentlig høy konsentrasjon av silisium. Både Loppebekk og bekk B10 kommer fra myrområder rundt Røynevannet, og fører en betydelig mindre mengde vann enn hovedtilførselsbekken B9, Askedalsbekken. Disse bekkene påvirker derfor ikke den kjemiske sammensetningen i vannet i like stor grad. For alle de analyserte elementene, befant Askedalsbekken seg relativt nære i konsentrasjon til prøvene tatt i Røynevannet. Dette kan vise at Askedalsbekken i stor grad påvirker Røynevannets innhold av ioner.

Lantanoidene og de sjeldne jordartsmetallene viste ingen tydelige trender, og kunne derfor fjernes fra datasettet. Dette gjorde heller ikke de fysikalsk-kjemiske parameterne eller total nitrogen, og disse kunne derfor også fjernes. Disse parameterne og elementene påvirker dermed ikke konsentrasjonen og fordelingen av de andre elementene i vannet. Natrium og klorid viser

derimot så stor variasjon, at de dominerer kraftig i datasettet. Fordi disse elementene er så dominerende, var det behov for å fjerne dem for å undersøke de nest største variasjonene mellom elementene. Da natrium og klorid ble fjernet fra datasettet, viste det seg interessante korrelasjoner mellom flere elementer i Røynevannet. Natrium og klorid påvirker dermed fordelingen av de andre elementene i vannet.

Denne fjerningen av natrium og klorid, viste at svovel korrelerer negativt med fosfor i overflatevannet. Dermed vil det være lavere konsentrasjoner av fosfor, de stedene hvor svovelkonsentrasjonen er høyest, og lavere svovelkonsentrasjon hvis fosforkonsentrasjonen er høy. Det finnes flere studier hvor det er bekreftet en negativ korrelasjon mellom fosfor og svovel i vann (Sun Loh *et al.*, 2013; Haydar *et al.*, 2014).

Store andeler av det totale fosforinnholdet i innsjøer er bundet til overflaten av suspenderte partikler i vannet, da disse har stor overflate som fosforet kan sorbere seg til. Disse suspenderte partiklene vil etter hvert synke, og blir en del av sedimentene i innsjøen. Sedimentene kan frigi fosfor til vannkolonnen, avhengig av likevekten mellom konsentrasjonen av fosfor i vannet og i sedimentene (Weldehawaria, 2013). Utslipet av fosfor fra sedimentene korrelerer med utslippet av jern fra sedimentene. Den negative korrelasjonen mellom fosfor og svovel styres derfor av en negativ korrelasjon som jern har med reduksjonen av sulfat (SO_4^{2-}) til hydrogensulfid (H_2S) (Sun Loh *et al.*, 2013). Når SO_4^{2-} reduksjonen er høy, dannes jernsulfid (FeS), som gjør at konsentrasjonen av svovel i vannet synker (Caraco, Cole og Likens, 1993; Sun Loh *et al.*, 2013). Dette er fordi FeS felles ut. Sun Loh *et al.* (2013) har vist at kort tid etter SO_4^{2-} reduksjon, øker utslippet av jern og fosfor fra sedimentene. Dette vil etter hvert diffundere oppover i vannkolonnen. Dette resulterer i en negativ korrelasjon mellom svovel og fosfor i vannet, noe som muligens kan forklare den negative korrelasjonen mellom svovel og fosfor i Røynevannet. Konsentrasjonene av både svovel og fosfor i Røynevannet er relativt lave, samtidig som denne negative korrelasjonen ikke er veldig dominant. Denne negative korrelasjonen vil derfor sannsynligvis ikke ha stor innvirkning på vannkvaliteten i Røynevannet.

Vannprøven fra prøvepunkt 1 på 5 meter ble fjernet fra datasettet, og da kom det fram at silisium korrelerer negativt med jern, magnesium og kalium. Ned til og med 5 meter dominerer jern, magnesium og kalium, mens konsentrasjonen av silisium er lavere. Fra 10 meter og dypere er det motsatt og silisium dominerer, mens konsentrasjonene av jern, magnesium og kalium er lavere. Forskjellen er størst for silisium og jern. I overflatevannet er

gjennomsnittskonsentrasjonen for jern 57 µg/L med RSD på 21%, og i bunnvannet 29 µg/L med RSD på 9,5%. For silisium har overflatevannet en gjennomsnittlig konsentrasjon på 860 µg/L med RSD på 1,6%, mens bunnvannet har en konsentrasjon på 1100 µg/L og RSD på 2,8%. Det er altså en forskjell på over 200 µg/L mellom konsentrasjonen av silisium i overflatevannet og bunnvannet. Bunnvannet og overflatevannet i Røynevannet, skiller seg ut fra hverandre i kjemisk sammensetning. Denne forskjellen i silisiumkonsentrasjonen gjør at så lenge et eventuelt vanninntak ligger fra 10 meter og dypere, vil det være høyere silisiumkonsentrasjoner i drikkevannet, enn det som finnes i overflatevannet. Konsentrasjonene av jern, magnesium og kalium, vil være lavere i det vannet som tappes i vanninntaket enn hva som finnes ved overflaten.

I Norge er medianverdien for silisium 0,89 mg/L (NIVA, 2008), og Røynevannet ligger veldig nære dette med en gjennomsnittsverdi på 0,93 mg/L. Det som bestemmer silisiumkonsentrasjonen i innsjøer er normalt forvitring av silikat, og diatomers forbruk av silisium. Silikat er tilstede i nesten alle bergarter, mens diatomeer er små planktonalger som bruker silisium til å bygge opp skallet sitt (Skjelkvåle *et al.*, 1997). Denne forskjellen i silisiumkonsentrasjon mellom overflatevannet og bunnvannet, kan skyldes et høyere forbruk av silisium i overflatevannet av diatomene.

At denne negative korrelasjonen mellom silisium og jern, kalium og magnesium blir synlig ved å fjerne prøven i prøvepunkt 1 på 5 meter, tyder på at denne prøven skiller seg markant ut fra de gjenværende prøvene i datasettet. Hvorfor denne prøven skiller seg ut i kjemisk sammensetning, i forhold til de resterende prøvene, er usikkert. Det kan skyldes kontaminering av prøven under prøvetakning, eller det kan være en punktkilde akkurat hvor denne prøven er tatt. Denne negative korrelasjonen mellom silisium og jern, magnesium og kalium, er mer dominant enn den negative korrelasjonen mellom svovel og fosfor.

6.5 Vannets innhold og geologi i området

Generelt inneholder ikke Røynevannet høye konsentrasjoner av ioner, noe som vises av ledningsevnen på 26 µS/cm. Området rundt Røynevannet består av store deler kvartsitt, amfibolitt og gneis, mens nedbørsfeltet består av høye andeler granitt. Kvartsitt er en metamorf bergart, som inneholder store mengder av mineralet kvarts. Dette mineralet løses ikke lett opp i vann. Gneis, amfibolitt og granitt er også metamorfe bergarter, som heller ikke lett oppløses i vann (Hem, 1970; Sigmond, 1985). Det at Røynevannet ikke inneholder så høye konsentrasjoner av ioner, kan altså henge sammen med at bergartene i området rundt vannet

ikke så lett lar seg løse opp i vann. I tillegg ligger Røynevannet relativt usentralt, og blir derfor normalt lite påvirket av lokale antropogene kilder.

Under de geologiske undersøkelsene i området rundt Røynevannet i 1985, ble det funnet at flere av kvartsittprøvene inneholdt for høye konsentrasjoner av aluminiumoksid (Al_2O_3), til å være økonomisk lønnsomme (Mauring, 1987). Dette kan tyde på at det er noe høye konsentrasjoner av aluminium i berggrunnen rundt Røynevannet. Røynevannet har en gjennomsnittlig aluminiumkonsentrasjon på 170 $\mu\text{g/L}$, mens hovedtilførselsbekken, Askedalsbekken, har en gjennomsnittlig konsentrasjon på 160 $\mu\text{g/L}$. Dette kan vise at Askedalsbekken har en relativt stor påvirkning på hva Røynevannet inneholder av ioner. I første prøvetakning hadde Askedalsbekken en aluminiumkonsentrasjon på 140 $\mu\text{g/L}$, mens i andre prøvetakning var konsentrasjonen 180 $\mu\text{g/L}$. Denne økningen i aluminiumkonsentrasjonen i andre prøvetakning, kan skyldes at det i forkant av prøvetakningen hadde vært kraftig regnvær i omtrent en uke. Denne økningen i aluminiumkonsentrasjon i Røynevannet, skyldes likevel sannsynligvis ikke berggrunnen, da aluminium ofte forekommer i silikatmineraler substituert inn for silisium. Aluminium danner da en stabil krystallstruktur med oksygen, som ikke lett løses i vann (Hem, 1970).

Den økte vannføringen, som følge av regnværet, kan likevel ha hatt innvirkning på de økte aluminiumkonsentrasjonene. Nedbørsfeltet til Røynevannet består av store områder med myr, hvor det kan være større andeler aluminium bundet til humus i myra. Den økte vannføringen kan derfor muligens ha bidratt til å vaske ut aluminium bundet til humus i myr eller jord, og dette kan ha blitt fraktet via tilførselsbekkene til Røynevannet. Samtidig som regnet kan øke konsentrasjonen av ioner i vann, ved at det vaskes ut ioner, har regnvann en fortynnende effekt på vann. For de elementene, som ikke blir vasket ut i økte mengder ved kraftig regnvær, vil det kunne være noe lavere konsentrasjoner av ionene etter regnværet (Kar *et al.*, 2008).

6.6 Tilførselsbakkens bidrag til Røynevannet

Som nevnt i delkapittel 6.5 har Askedalsbekken en relativt stor innvirkning på aluminiumkonsentrasjonen i Røynevannet. Det samme gjelder for en rekke andre elementer. Generelt er konsentrasjonen for de analyserte elementene i Askedalsbekken relativt lik som i Røynevannet, men noe lavere. Det resterende bidraget kommer hovedsakelig fra de andre bekkene rundt Røynevannet. Generelt har disse andre bekkene høyere konsentrasjoner av elementene enn gjennomsnittskonsentrasjonen i Røynevannet. Et eksempel på dette, er bidraget fra Loppebekk med hensyn på aluminiumkonsentrasjonen. Gjennomsnittskonsentrasjonen av aluminium i Loppebekk er 340 $\mu\text{g/L}$, noe som er dobbelt så høyt som

gjennomsnittskonsentrasjonen i Røynevannet. Forskjellen mellom gjennomsnittskonsentrasjonen for jern i Loppebekk og i Røynevannet, er enda større enn for aluminium. I Loppebekk er gjennomsnittskonsentrasjonen for jern 350 µg/L, noe som er over syv ganger så høyt som gjennomsnittskonsentrasjonen i Røynevannet på 48 µg/L. Dette kan vise at Loppebekk ikke i stor grad bidrar til konsentrasjonen av ioner i hele Røynevannet. Vannføringen i Loppebekk blir for liten i forhold til vannføringen i Askedalsbekken.

Det finnes også sammenhenger mellom de fysikalsk-kjemiske parameterne i bekkene og Røynevannet. Verdiene for de fysikalsk-kjemiske parameterne målt i Askedalsbekken, er relativt nære gjennomsnittet for Røynevannet. Ledningsevnen i både Loppebekk og Askedalsbekken er noe lavere enn i Røynevannet. Redokspotensialet i Askedalsbekken er noe lavere enn gjennomsnittet i Røynevannet, mens Loppebekk har et noe høyere redokspotensial. Den største forskjellen mellom Askedalsbekken og Loppebekk, med hensyn på de fysikalsk-kjemiske parameterne er pH. I Askedalsbekken er pH 5,8, som er noe høyere enn gjennomsnittskonsentrasjonen i Røynevannet på 5,6. Loppebekk har en betydelig lavere pH med 4,4. Denne bekken kommer fra myrområder, som ofte fører med seg surere vann på grunn av nedbrytning av organisk materiale i myr (Mathur og Farnham, 1985). At pH i Røynevannet ikke er den samme som i Askedalsbekken, kan forklares med bidraget fra andre bekker rundt vannet med lavere pH. Loppebekk, og eventuelle andre bekker med lav pH, kan bidra i noen grad til å senke pH i Røynevannet. Siden Askedalsbekken står for et betydelig større bidrag av vann til Røynevannet enn de andre bekkene, vil pH ligge nærmere pH i denne bekken enn de andre.

6.7 Lokal påvirkning av Røynevannet

Røynevannet er en relativt liten innsjø, og inneholder derfor et mindre volum vann enn større innsjøer. Dette medfører at selv små lekkasjer av forurensing, kan forringe vannkvaliteten i stor grad. Røynevannet ligger i et område med mye skog, og det er lite bebyggelse i nedbørsfeltet. Det finnes likevel flere risikokilder til forurensing av vannet, blant annet finnes det noen få hytter som ligger rett ved siden av vannet. Menneskelig aktivitet vil medføre en risiko for forurensing. Det kan skje uhell hvor det søles kjemikalier til vannet, eller fra en utedo, kan det lekke avføring til vannmassene. I denne oppgaven ble det analysert en vannprøve for E.coli. Denne ble tatt i bekk B4, Røynånbekken, som er en utløpsbekk fra Røynevannet. Vannprøven som ble analysert for E.coli hadde < 1 MPN/100 mL. Dette viser at det på prøvetidspunktet, ikke var E.coli i utløpsbekken. Det kan likevel komme E.coli i vannet på et senere tidspunkt, og det er viktig å begrense risikokilder for tilførsel. Dersom vannet skal benyttes som

reservedrikkevannskilde, må det tas kontrollprøver jevnlig for å sjekke om det finnes E.coli i vannet. Dette er fordi Drikkevannsforskriften (2016) ikke tillater at det er E.coli i drikkevann.

Skogsaktivitet kan være en risikofaktor i forhold til vannkvaliteten, fordi det benyttes skogsmaskiner som går på bensin eller diesel. Dersom det skulle skje et uhell, vil det være en risiko for at bensin eller diesel kan sige ut i Røynevannet. Når vannet ikke er så stort, vil dette innebære en større risiko for vannkvaliteten, enn dersom vannet hadde hatt et større volum. Det er derfor viktig at det er god kontroll på skogsaktiviteten i området rundt vannet, dersom Røynevannet skal benyttes som en reservedrikkevannskilde. Hogst fører til økt erosjon av jordsmonnet, og kan en gi økt avrenning av næringsstoffer til vannet. Dette fører særlig til økte nitratkonsentrasjoner, men også til noe økte fosfatkonsentrasjoner (Berge og Traaen, 1985). Selv om konsentrasjonene av både fosfor og total nitrogen i Røynevannet er lave, er det ikke ønskelig å øke konsentrasjonen av disse i vannet. Dette er fordi en økning i konsentrasjon av disse kan bidra til økt algevekst i vannet (Conley *et al.*, 2009). Ved flatehogst vil også spredningen av mineralsalter øke, og dermed kan også konsentrasjonen av elektrolytter, som K^+ , øke i vannet (Berge og Traaen, 1985).

En fordel med å benytte Røynevannet som reservedrikkevannskilde, er at det ikke er i kontakt med Nidelva slik som Rorevannet. Normalt strømmer ikke vannet fra Nidelva inn i Rorevannet, men ved økt vannføring i elva kan dette skje. Vannet fra Nidelva er periodevis betydelig forurenset, og kan derfor være en risiko for drikkevannskvaliteten i Rorevannet, dersom det strømmer inn i innsjøen (NIVA, 2014). Siden Røynevannet ikke er i kontakt med Nidelva, er den derfor godt egnet som reservedrikkevannskilde, dersom Rorevannet skulle bli forurenset med vann fra Nidelva.

En mulig ulempe ved bruk av Røynevannet som reservedrikkevannskilde, er at det ligger i samme nedbørsfelt som Rorevannet. Dersom nedbørsfeltet skulle bli forurenset, vil både Røynevannet og Rorevannet bli påvirket, og det medfører at det ikke er noen reservedrikkevannskilde tilgjengelig. Likevel er ikke sannsynligheten for at nedbørsfeltet skulle bli forurenset, i så stor grad at ingen av vannene kan benyttes, særlig stor. Dette er både fordi det er lite menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet, men også fordi det er snakk om store mengder vann og forurensningskilden måtte være betydelig for å kunne påvirke i så stor grad.

6.8 Kvalitetssikring av dataene

Ved analysering av prøver er det flere faktorer som kan bidra til å påvirke resultatene. Det er derfor viktig å gjøre tiltak, som kan redusere muligheten for feil i analysen. Det er viktig å minimere feil i alle ledd, da alt fra prøvetakning til analyse er med på å påvirke kvaliteten på resultatene.

6.8.1 Kvalitetssikring av prøvetakning

Ved prøvetakning ble det brukt utsyr av materialer som ikke skal påvirke resultatene i analysen. Det ble brukt metallfrie prøvekolber av polypropylen til alle prøver, med unntak av DOC hvor det ble brukt glassrør av borosilikat. Alt utstyr ble skylt med vann fra prøvetakningspunktet før prøven ble tatt, slik det er gitt i standarden NS-EN ISO 5667-4 (Norsk Standard, 2017). Prøvene til elementanalyse ble konserverte med konsentrert salpetersyre med høy grad av renhet i henhold til NS-EN ISO 5667-3 (Norsk Standard, 2013). På denne måten kan endringer i den kjemiske sammensetningen fra prøvetakning til analyse minimeres. Syrens høye renhet vil sørge for at prøven ikke kontamineres, og vil derfor ikke påvirke resultatene fra analysen.

Røynevannet ble kun prøvetatt en gang. For å gi et tydeligere bilde av vannkvaliteten, kunne det vært prøvetatt flere ganger. Vannet kunne for eksempel vært prøvetatt fire ganger i løpet av et år, en gang per årstid, for å finne eventuelle sesongvariasjoner (Norsk Standard, 2017). Flere prøvetakninger kunne vist hvordan vannets konsentrasjon av ioner kan variere med årstid, på grunn av varierende faktorer som nedbør, organisk materiale og temperatur. Det kunne også vært tatt flere prøver i samme prøvepunkt. På denne måten kunne forskjellen mellom prøver undersøkes, og gi et bilde av hvor representative prøvene er (Norsk Standard, 2016).

6.8.2 Kvalitetssikring av elementanalysen

Under elementanalyse med ICP-MS, ble det kjørt blankprøver og repeterende prøver. HR-ICP-MS apparatet er kalibrert mot sertifiserte standarder, og det ble recalibrert i forkant av analyse. Det ble benyttet kalibreringsløsningene PS-CIBrI som inneholdt klor, brom og jod, og PS-70 som inneholdt 70 andre elementer, begge levert av ESI. For hver av de to kalibreringsløsningene ble det benyttet to tilsvarende kalibreringsløsninger, fra to forskjellige produsenter. Disse ble matriks matchet med matriksen i prøvene. Den ene ble da benyttet for å kalibrere apparatet for å sikre nøyaktighet i analysen, mens den andre løsningen ble benyttet for å kvalitetssikre analysen, og sikre reproduserbarheten.

Totalt var det tre prøver som ble kjørt to ganger hver. Disse kan gi et innblikk på reproduserbarheten i analysen (Norsk Standard, 2016). Det var en repeterende prøve i analysen fra første prøvetakning, mens i andre prøvetakning var det to repeterende prøver. I første

prøvetakning ble prøven fra bekk B1 analysert to ganger. I andre prøvetakning ble prøvene fra prøvepunkt 1 på 1 meter, og prøvepunkt 2 på 5 meter analysert to ganger. Disse prøvene kan gi et innblikk på reproduserbarheten i analysen. Dersom det relative standardavviket (RSD) er lavt mellom de to resultatene fra samme prøve, kan dette indikere god reproduserbarhet. Det ble regnet ut en gjennomsnittlig RSD for hvert enkelt element basert på de tre RSDene. Disse finnes i tabell C.1.1 i **vedlegg C**.

Flere av elementene hadde lave gjennomsnitts RSD, og blant dem med lavest var fosfor, bly og klor. Det at fosfor og bly har gjennomsnitts RSD på henholdsvis 0,99% og 0,98%, gir troverdighet til resultatene for disse elementene. Altså er det stor sannsynlighet for at fosforkonsentrasjonen er lav i Røynevannet, samtidig som det for bly betyr at gjennomsnittskonsentrasjonen er så høy som tilstandsklasse III. Det lave RSD gjennomsnittet for klor på 0,73% gir også troverdighet til disse resultatene. Forskjellen i konsentrasjon mellom de repeterende prøvene er likevel større for klor, enn for fosfor og bly. Siden gjennomsnittskonsentrasjonen for klor er høyere, blir RSD lavere. Natrium har også relativt høye konsentrasjoner, og det kan også være med på å bidra til den lave gjennomsnittlige RSDen på 1,5%. For de elementene som befinner seg i lavere konsentrasjoner, som for eksempel kvikksølv blir avviket fort større. Kvikksølv har relativt høy gjennomsnittlig RSD med 34%. Dette viser at det kan være større usikkerhet til resultatene for kvikksølv. Den gjennomsnittlige RSDen for kvikksølv er kun basert på de repeterende prøvene fra andre prøvetakning, da det ikke kunne beregnes RSD fra den repeterende prøven i første prøvetakning. Dette var fordi konsentrasjonen for den ene av prøvene var oppgitt som $<0,003 \mu\text{g/L}$.

Flertallet av de diskuterte elementene hadde en gjennomsnittlig RSD under 5%, noe som kan indikere god reproduserbarhet også for disse elementene. Med RSD på 2,8% for mangan, 2,5% for jern, 2,7% for sink, 2,0% for kadmium, 2,0% for aluminium, 3,2% for kobber, 4,4% for nikkel og 2,9% for antimon skulle dette tilsi at det er stor troverdighet til resultatene. Noe som er interessant er at antimon viser at RSD kan være ganske ulik innad i samme analyse for samme element. Fra analysene av antimon i andre prøvetakning fikk antimon en RSD på 0,42% på den første repeterende prøven. Dette indikerer at det er svært god reproduserbarhet for prøven. Den andre repeterende prøven for antimon hadde en RSD på 6,5%, som er en del høyere. Denne RSDen indikerer dårligere reproduserbarhet, noe som kan bety at det er noe variabelt hvor pålitelige resultatene er. Selv om den gjennomsnittlige RSDen er lav, kan det altså være prøver som likevel ville hatt en ganske annen verdi dersom de hadde blitt kjørt to ganger. En annen

svakheter er at de repeterende prøvene kun er kjørt to ganger. Hadde de repeterende prøvene blitt kjørt flere ganger, kunne dette bidratt til å gi et enda tydeligere bilde av reproduserbarheten.

Det er også prøver som er noe mindre gode i forhold til gjennomsnittets RSD. Arsen hadde en gjennomsnittlig RSD på 7,8% og krom på 11%. Dette viser at det er noe større usikkerhet til påliteligheten av resultatene for disse to elementene, enn for flertallet av de allerede nevnte elementene.

Støyen i ICP-MS apparatet kan påvirke resultatene, dersom elementene ikke befinner seg i høye nok konsentrasjoner i prøvene. Elementene som ble analysert var i konsentrasjoner høyere enn deteksjonsgrensen, noe som gjør at støyen i apparatet ikke bør ha påvirket resultatene i stor grad.

6.8.3 Kvalitetssikring i TOC/DOC og TN analyse

I analyse med NDIR-instrumentet er blankprøven inkludert i analysen, i forkant av analyse av hver enkelt prøve. De benyttede prøvekolbene skylt med destillert vann før bruk. Ved å benytte destillert vann vil ikke vannet kontaminere prøvene, og dermed heller ikke påvirke resultatene fra analyse (Norsk Standard, 2013). Det ble også brukt syre og gass av høy renhet i analysen.

Dette NDIR-instrumentet ble også recalibrert før analysen med sertifiserte kalibreringsstandarder, og det ble laget en kalibreringskurve. Før analyse av TOC og DOC ble apparatet kalibrert med en TOC standard, fortynnet til 20 ppm og laget kalibreringskurve med fem punkter. Før analyse av total nitrogen ble apparatet kalibrert med en KNO_3 løsning.

Alle prøvene som ble analysert for total nitrogen fikk en konsentrasjon under deteksjonsgrensen. Dette kunne tyde på at det kan ha skjedd noe galt under analyse av prøvene. Fem prøver ble derfor analysert på nytt, for å se om det ble noen forskjell i konsentrasjonen for prøvene mellom analysene. Forskjellen i konsentrasjonene mellom de to analysene var betydelig. For prøvene som ble kjørt på nytt, var konsentrasjonen for alle prøvene over deteksjonsgrensen. Dette kan tyde på at det kan ha skjedd noe galt i kalibreringen for total nitrogen i NDIR-instrumentet i den første analysen av prøvene. Dette tilfellet illustrerer at det kan være lurt å analysere prøver flere ganger, for å kvalitetssikre resultatene.

Både HR-ICP-MS apparatet og NDIR - instrumentet som er benyttet er med i årlige ringtester i regi av NIVA.

7 Konklusjon

Generelt har Røynevannet et lavt innhold av ioner. Ingen av de analyserte elementene var over grenseverdiene eller tiltaksgrensene gitt i Drikkevannsforskriften (2016). Av elementene som er bestemt til tilstandsklasser i henholdt til SFT veiledning 97:04, ble gjennomsnittskonsentrasjonen til TOC og bly bestemt til tilstandsklasse III. For bly var flere av prøvene kategorisert til tilstandsklasse IV, noe som ikke er gunstig i drikkevann. De andre elementene var enten i tilstandsklasse I eller II, noe som betyr at det er liten grad av forurensning. Innholdet av både fosfor og nitrogen i Røynevannet er også lavt, noe som er positivt for å unngå algevekst og oppblomstring av giftige cyanobakterier i vannet (Conley *et al.*, 2009).

En utfordring knyttet til bruk av Røynevannet som reservedrikkevannskilde er den lave pH-en, og det noe høye innholdet av aluminium og organisk materiale. Røynevannets pH på 5,6 er lavere enn tiltaksgrensen for pH gitt i Drikkevannsforskriften (2016). pH må derfor økes dersom vannet skal benyttes som reservedrikkevannskilde. pH-en i vannet bør ikke bli lavere, da dette kan føre til at aluminium bundet til organisk materiale kan gå over til en uorganisk form. Humusen i vannet kan ha en betydelig andel aluminium bundet til seg. Da det er et noe høyt innhold av TOC i Røynevannet, kan den reelle mengden aluminium i vannet være høyere enn det som er funnet i elementanalysen. Høyt innhold av humus kan også skape utfordringer ved desinfisering av vannet.

I forhold til Rorevannet, har Røynevannet lavere konsentrasjoner av både nitrogen og fosfor. Hardhetsgraden i både Røynevannet og Rorevannet er «meget bløtt», men Røynevannet er noe bløtere enn Rorevannet. Dette er gunstig for husholdningsbruk. Turbiditeten og ledningsevnen er ganske like i begge vannene og relativt lave. Røynevannet er noe surere enn Rorevannet.

Andre faktorer det er viktig å være observant på er den menneskelige aktiviteten i området rundt vannet. I dag er det lite antropogen aktivitet i området rundt Røynevannet, men dersom vannet skal benyttes som reservedrikkevannskilde, er det viktig at denne aktiviteten ikke øker. Menneskelig aktivitet vil alltid kunne være en risiko for å forurense vannet, og da Røynevannet er en relativt liten innsjø vil et uhell kunne påvirke vannkvaliteten i stor grad.

Med utgangspunkt i disse prøvene, analysene og resultatene fra Røynevannet, er den kjemiske kvaliteten i Røynevannet god nok til at vannet kan benyttes som reservedrikkevannskilde. Dette gir et grunnlag for Grimstad kommune å kartlegge videre andre problemstillinger knyttet til å benytte et vann som reservedrikkevannskilde. Det kan blant tas vannprøver for å kartlegge

mulige sesongvariasjoner. Dersom Røynevannet skal benyttes som reservedrikkevannskilde blir det særlig viktig å følge med på pH og aluminiumkonsentrasjonen i vannet. Det burde lages en løsning for å fjerne TOC før desinfisering, og den menneskelige aktiviteten bør begrenses, og ikke øke i forhold til dagens nivå.

8 Litteratur

- Alloway, B. J. (2013) *Heavy Metals in Soil - Trace Metals and Metalloids in Soil and their Bioavailability*. Dordrecht: Springer Science + Business Media Dordrecht s. 57.
- Andersen, J. R. *et al.* (1997) *Veiledning 97:04 Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann* Oslo. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/vann/1468/ta1468.pdf> (Hentet: 14.12.2017).
- Beauchemin, D. (1999) Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, Methods* A2 - Lindon, John C *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry (Second Edition)*. Oxford: Academic Press, s. 1005-1010.
- Berge, D. og Traaen, T. S. (1985) *Skogbruk og vannforurensning - En problemanalyse*. (Rapport nr. 0-84117). Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Tilgjengelig fra: https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/204032/1700_72dpi.pdf?sequence=1 (Hentet: 20.02.18).
- Bukley-Dhoot, E. (2000) Electroanalytical techniques, i Fifield, F. W. og Haines, P. J. (red.) *Environmental Analytical Chemistry*. Oxford: Blackwell Science Ltd, s. 222, 225 & 249.
- Caraco, N. F., Cole, J. J. og Likens, G. E. (1993) Sulfate control of phosphorus availability in lakes, *Hydrobiologia*, 253(1), s. 275-280. doi: 10.1007/BF00050748.
- Conley, D. J. *et al.* (2009) Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus, *Science*, 323. doi: 10.1126/science.1167755.
- Covington, A. K. *et al.* (1988) Measurement of pH in Natural Waters iWest, T. S. og Nürnberg, H. W. (red.) *The Determination of Trace Metals in Natural Waters* Blackwell Scientific Publications s. 163.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet (2009) *Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann* Tilgjengelig fra: http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veilederdirektoratsgruppa/01_2009_klassifiseringsveileder_gml.pdf (Hentet: 07.05 2018).
- Drikkevannsforskriften (2016) *Forskrift om vannforskyning og drikkevann*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2016-12-22-1868> (Hentet: 05.02.18).
- Edberg, S. C. *et al.* (2000) Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection, *Journal of Applied Microbiology*, 88(S1), s. 106-116. doi: 10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x.
- Fifield, F. W. (2000a) The analysis of water, i Fifield, F. W. og Haines, P. J. (red.) *Environmental Analytical Chemistry*. Oxford: Blackwell Science Ltd, s. 419.
- Fifield, F. W. (2000b) Analytical environmental data: assessment and interpretation, i Fifield, F. W. og Haines, P. J. (red.) *Environmental Analytical Chemistry* Oxford: Blackwell Science Ltd, s. 17.
- Flora, S. J. S., Flora, G. og Saxena, G. (2006) Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning iCasas, J. S. og Sordo, J. (red.) *Lead: Chemistry, Analytical Aspects, Environmental Impact and Health Effects*. Elsevier B.V. , s. 159. Tilgjengelig fra: http://web.a.ebscohost.com/ehost/ebookviewer/ebook/ZTlzMHh3d19fMTczNDk1X19BTg2?s_id=4d8d335f-38a7-4475-9517-47f07e7fd9ec@sessionmgr4009&vid=0&format=EB&rid=1.
- Galster, H. (1991) *pH Measurement - Fundamentals, Methods, Applications, Instrumentation*. Weinheim: VCH.
- Garrett, R. G. (2000) Natural Sources of Metals to the Environment, *Human and Ecological Risk Assessment*, 6(6), s. 945-963 doi: 10.1080/10807030091124383.
- Gießmann, U. og Greb, U. (1994) High resolution ICP-MS — a new concept for elemental mass spectrometry, *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 350(4), s. 186-193. doi: 10.1007/BF00322469.
- Graham, R. C. (1993) *Data Analysis for the Chemical Sciences - A Guide to Statistical Techniques*. New York: VCH Publishers, s. 231-233 & 277.
- Gray, N. F. (2010) *Water Technology - An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*. Amsterdam: Elsevier Ltd., s. 14, 50, 51 & 59.
- Gregory, J. (2006) *Particles in Water*. London: CRC Press, Taylor & Francis Group, s. 5, 27-29.
- Haydar, C. M. *et al.* (2014) Water Quality of the upper Litani River Basin, Lebanon, *Physics Procedia*, 55, s. 279-284. doi: <https://doi.org/10.1016/j.phpro.2014.07.040>.

- Hem, J. D. (1970) *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water: Issue 1473*. United States Government Printing Office, s. 158, 226 & 308. Tilgjengelig fra: <https://pubs.usgs.gov/wsp/1473/report.pdf>.
- Hem, J. D. (1972) Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and groundwater, *Water Resources Research*, 8(3), s. 661-679. doi: 10.1029/WR008i003p00661.
- Johansson, K., Bergbäck, B. og Tyler, G. (2001) Impact of Atmospheric Long Range Transport of Lead, Mercury and Cadmium on the Swedish Forest Environment, *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1(3), s. 279-297. doi: 10.1023/A:1017528826641.
- Kar, D. *et al.* (2008) Assessment of heavy metal pollution in surface water, *International Journal of Environmental Science & Technology*, 5(1), s. 119-124. doi: 10.1007/BF03326004.
- Kartverket (2018) *Norgeskart - Røynevannet*. Tilgjengelig fra: <http://www.norgeskart.no/#!?project=seeiendom&layers=1002,1015&zoom=13&lat=6493198.08&lon=123803.66&sok=r%C3%B8ynevannet> (Hentet: 14.02 2018).
- Manahan, S. E. (2010) *Environmental Chemistry*. Boca Raton: CRC Press, s. 77, 161, 261 & 266.
- Marcovecchio, J. E. *et al.* (2014) Heavy Metals, Major Metals, Trace Elements, i Nollet, L. M. L. og De Gelder, L. S. P. (red.) *Handbook of Water Analysis*. Boca Raton: CRC Press - Taylor & Francis Group, s. 385-386.
- Martyn, C. N. *et al.* (1989) Geographical Relation between Alzheimer's Disease and Aluminium in Drinking Water, *The Lancet*, 333(8629), s. 61-62. doi: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(89\)91425-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(89)91425-6).
- Mathur, S. P. og Farnham, R. S. (1985) Geochemistry of Humic Substances in Natural and Cultivated Peatlands, i Aiken, G. R., *et al.* (red.) *Humic Substances in Soil, Sediment and Water - Geochemistry, Isolation and Characterization* New York: John Wiley & Sons, s. 59 & 60.
- Mattilsynet (2018) *Veileder til drikkevannsforskriften*. Tilgjengelig fra: https://www.mattilsynet.no/pdf/veileder_til_drikkevannsforskriften.26628/binary/Veileder%20til%20drikkevannsforskriften (Hentet: 07.05 2018).
- Mauring, E. (1987) *Undersøkelser av kvartsitt i Aust-Agder Fylke, 1985*. (Rapport nr. 85.203). Arendal. Tilgjengelig fra: http://www.ngu.no/FileArchive/NGURapporter/85_203.pdf.
- NIVA (2008) *Nasjonal innsjøundersøkelse 2004-2006, DEL I: Vannkjemi - Status for forurensing, næringssalter og metaller*. (TA-2361/2008). Oslo: Statlig program for forurensingsovervåking: Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2361/ta2361.pdf> (Hentet: 26.04.2018).
- NIVA (2014) *Analyse av Rore og nedbørfelt*. (L.nr 6686-2014). Oslo: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/219998/6686.pdf?sequence=3> (Hentet: 08.02.18).
- Nollet, L. M. L. (2014) Characterization of Humic Matter iNollet, L. M. L. og De Gelder, L. S. P. (red.) *Handbook of Water Analysis*. Boca Raton: CRC Press - Taylor and Francis Group, s. 650.
- Norsk Standard (2013) *NS-ISO 5667-3: 2012 Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 3: Konservering og behandling av vannprøver*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=613575> (Hentet: 16.04 2018).
- Norsk Standard (2016) *NS-EN ISO 5667-14: 2016 Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 14: Veiledning i kvalitetssikring og kvalitetskontroll av miljøprøvetaking og behandling av vannprøver* Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=857569> (Hentet: 11.04 2018).
- Norsk Standard (2017) *NS-ISO 5667-4: 2016 Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 4: Veiledning i prøvetaking fra naturlige og kunstige innsjøer*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=889279> (Hentet: 11.04 2018).
- Nriagu, J. O. og Pacyna, J. M. (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals, *Nature*, 3(12). Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/profile/Jerome_Nriagu/publication/19871528_Quantitative_Ass

- essment of Worldwide Contamination of Air Water and Soils by Trace Metals/links/56321a1108ae3de9381ebb84.pdf.
- NVE (2018a) *Nedbørsfelt - REGINE*. Tilgjengelig fra: <https://gis3.nve.no/link/?link=nedborfelt> (Hentet: 24.05 2018).
- NVE (2018b) *Innsjødatabase - Røynevannet*. Tilgjengelig fra: <https://gis3.nve.no/link/?link=innsjodatabase> (Hentet: 24.05 2018).
- Perdue, E. M., Beck, K. C. og Helmut Reuter, J. (1976) Organic complexes of iron and aluminium in natural waters, *Nature*, 260, s. 418. doi: 10.1038/260418a0.
- Petrusevski, B. *et al.* (2007) *Arsenic in Drinking Water*. International Water and Sanitation Centre. Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/268445048_Arsenic_in_Drinking_Water?enrichId=rgreq-53e6d29e01008771bd24153e8f0de006-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzI2ODQ0NTA0ODtBUzozOTU0MjI0MTA1MjY3MjBAMTQ3MTI4NzQ1NzAyNg%3D%3D&el=1_x_2&esc=publicationCoverPdf.
- Reuter, J. H. og Perdue, E. M. (1977) Importance of heavy metal-organic matter interactions in natural waters, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 41(2), s. 325-334. doi: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(77\)90240-X](https://doi.org/10.1016/0016-7037(77)90240-X).
- Rondeau, V. *et al.* (2000) Relation between aluminum concentrations in drinking water and Alzheimer's disease: an 8-year follow-up study, *American Journal of Epidemiology*, 152(1), s. 59-66. Tilgjengelig fra: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2215380/>.
- Sigg, L. (2000) Redox Potential Measurements in Natural Waters: Significance, Concepts and Problems, i Schüring, J., *et al.* (red.) *Redox - Fundamentals, Processes and Applications*. Berlin: Springer-Verlag, s. 1-5.
- Sigmond, E. M. O. (1985) *Brukerveiledning til Berggrunnskart over Norge*. Trondheim: Norges Geologiske Undersøkelse s. 10 & 15.
- Singer, P. C. (1973) *Trace Metals and Metall-Organic Interactions in Natural Waters*. Michigan: Ann Arbor Science Publishers, s. 59,60,78.
- Skjelkvåle, B. L. *et al.* (1997) *Regional innsjøundersøkelse 1995 - En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer*. (SFT 677/96). Oslo: Statens Forurensningstilsyn.
- Skoog, D. A. *et al.* (2014) *Skoog and West's Fundamentals of Analytical Chemistry*. Hampshire: Cengage Learning EMEA, s. 17, 84-91, 103, 109, 182, 222, 225, 361-371, 566, 568, 774, 808 & 809.
- Smith, D. R. og Nordberg, M. (2015) General Chemistry, Sampling, Analytical Methods, and Speciation, i Nordberg, G. F., *et al.* (red.) *Handbook on the toxicology of metals*. 4. utg. Amsterdam: Elsevier, s. 34, 35.
- Stumm, W. og Morgan, J. J. (1996) *Aquatic Chemistry - Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. New York: A Wiley-Interscience Publication, s. 425,426, 464, 627 & 633.
- Sun Loh, P. *et al.* (2013) Evaluating relationships between sediment chemistry and anoxic phosphorus and iron release across three different water bodies, *Inland Waters*, 3(1), s. 105-118. doi: 10.5268/IW-3.1.533.
- Taylor, G. A. *et al.* (1995) Alzheimer's disease and the relationship between silicon and aluminium in water supplies in northern England, *Journal of Epidemiology and Community Health*, 49(3), s. 323. Tilgjengelig fra: <http://jech.bmj.com/content/49/3/323.abstract>.
- Taylor, H. E. (2001) *Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry - Practices and Techniques* San Diego, California ACADEMIC PRESS, s. 41-43.
- Teledyne Tekmar (2012) *Chemiluminescence Detection for Nitrogen Containing Compounds Compared to Other Approved Techniques*. Tilgjengelig fra: <http://www.teledynetekmar.com/resources/Application%20Notes/Chemiluminescence%20Detection%20for%20Nitrogen.pdf> (Hentet: 12.03 2018).
- Teledyne Tekmar (2014) *Torch Combustion TOC Analyzer*. Tilgjengelig fra: <http://www.teledynetekmar.com/Documents/Torch%20Product%20Brochure%202014.pdf> (Hentet: 07.02 2018).
- Teledyne Tekmar (2017a) *Total Organic Carbon (TOC) Analysis Technique Comparison - A Practical Guide* Tilgjengelig fra: <http://www.lambda->

- at.co.uk/pdf/TOC%20Technique%20Comparison%20Guide_Nov%202017.pdf (Hentet: 16.03 2018).
- Teledyne Tekmar (2017b) *An Analytical Detector Comparison for TOC Analysis in Cleaning Validation and Water Purification Applications*. Tilgjengelig fra: <http://www.perlan.com.pl/aktualnosci/teledyne-tekmar-w-ofercie-perlan-technologies-zapraszamy?file=files/perlan/katalog%20produktow/Detector%20Selection%20for%20TOC%20Analysis.pdf> (Hentet: 13.03 2018).
- Thomas, R. (2004) *Practical Guide to ICP-MS*. New York: Marcel Dekker.
- Ward, N. I. (2000) Trace elements, i Fifield, F. W. og Haines, P. J. (red.) *Environmental Analytical Chemistry*. Oxford: Blackwell Science Ltd, s. 360 -362, 368,& 371.
- Weldehawaria, S. S. (2013) Monitoring Runoff Chemistry into the Vansjø Basin with Focus on the Role of Particles and DNOM in the Transport of Nutrients, *Masteroppgave i kjemi ved Universitetet i Oslo*, s. 76 & 77.
- Wold, S., Esbensen, K. og Geladi, P. (1987) Principal Component Analysis *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 2. Tilgjengelig fra: https://imedeia.uib-csic.es/master/cambioglobal/Modulo_V_cod101615/Theory/lit_support/pca_wold.pdf.
- Wolf, R. E. (2005) *What is ICP-MS? ... and more importantly, what can it do?* Tilgjengelig fra: <https://crustal.usgs.gov/laboratories/icpms/intro.html> (Hentet: 19.03 2018).
- Ødegaard, H. (1988) *Humus i norsk drikkevann: en problemkartlegging*. Trondheim: Tapir s. 15-19.
- Ødegaard, H. (red.) (2012) *Vann-og avløpsteknikk* Hamar: Norsk Vann, s. 109, 118-126,133,134, 203 & 219

9 Vedlegg

Vedlegg A: Resultater fra Røynevannet	69
Vedlegg A.1: Konsentrasjoner funnet i Røynevannet	69
Vedlegg A.2: Fysikalsk-kjemiske parametere i Røynevannet	71
Vedlegg B: Instrumentspesifikasjoner	73
Vedlegg B.1: Innstillinger for ICP-MS	73
Vedlegg B.2: Innstillinger for NDIR – instrumentet	74
Vedlegg C: Kvalitetssikring av ICP-MS	77
Vedlegg D: PCA Analyse	83

Vedlegg A: Resultater fra Røynevannet

I vedlegg A.1 presenteres gjennomsnittskonsentrasjoner for elementer i Røynevannet, mens i vedlegg A.2 presenteres fysikalsk-kjemiske parametere.

Vedlegg A.1: Konsentrasjoner funnet i Røynevannet

Det ble regnet ut gjennomsnittskonsentrasjoner for elementene i Røynevannet med et tilhørende relativt standardavvik (RSD). I tabell A.1.1 presenteres gjennomsnittskonsentrasjonen fra elementanalysen, med tilhørende RSD, og i tabell A.1.2 presenteres gjennomsnittskonsentrasjonen for TOC, DOC og total nitrogen, med tilhørende RSD.

Tabell A.1.1: Tabellen viser gjennomsnittskonsentrasjonen av de ulike elementene analysert på ICP-MS i Røynevannet, og det relative standardavviket mellom konsentrasjonene

Element	Gjennomsnittskonsentrasjon (µg/L)	Relativt standardavvik (%)
Ag	0,0019	91
Al	170	4,5
As	0,22	10
Au	0,0015	39
B	3,2	5,5
Ba	2,8	12
Be	0,023	13
Bi	0,0029	66
Br	20	9,9
Ca	740	5,1
Cd	0,041	13
Ce	0,58	6,2
Cl	3700	4,6
Co	0,18	18
Cr	0,16	12
Cs	0,060	9,0
Cu	0,92	42
Dy	0,049	5,2
Er	0,033	5,4
Fe	48	30

Element	Gjennomsnittskonsentrasjon (µg/L)	Relativt standardavvik (%)
Ga	0,0054	46
Hg	0,0028	41
Ho	0,010	5,5
K	300	12
La	0,29	7,1
Li	0,35	3,3
Lu	0,0052	4,3
Mg	400	2,7
Mn	7,5	12
Mo	0,021	29
Na	2400	2,6
Nd	0,33	4,7
Ni	1,8	68
P	5,2	220
Pb	1,9	55
Pr	0,078	5,3
Rb	1,2	2,7
S	600	3,5
Sb	0,073	8,3
Sc	0,035	15
Se	0,072	24
Si	930	12
Sm	0,062	4,6
Sn	0,020	55
Sr	3,8	4,2
Tb	0,0079	5,6
Th	0,027	12
Ti	0,53	33
Tl	0,013	9,8
Tm	0,0048	5,0
U	0,082	4,7

Element	Gjennomsnittskonsentrasjon (µg/L)	Relativt standardavvik (%)
V	0,16	17
W	0,0037	130
Y	0,31	4,8
Yb	0,033	5,1
Zn	11	44

Tabell A.1.2: Tabellen viser gjennomsnittskonsentrasjonen for TOC, DOC og total nitrogen i Røynevannet, og tilhørende relativt standardavvik mellom konsentrasjonene

Parameter	Gjennomsnittskonsentrasjon	Relativt standardavvik (%)
TOC	5,3 mg/L	13
DOC	1,7 mg/L	95
Total Nitrogen	280 µg/L	10

Vedlegg A.2: Fysikalsk-kjemiske parametere i Røynevannet

Det ble registrert fysikalsk-kjemiske parametere på et utvalg prøvepunkter i Røynevannet. Disse presenteres i tabell A.2.1. I andre prøvetakning ble det også registret fysikalsk-kjemiske parametere i tre av bekkene som fører inn til Røynevannet. Dette presenteres i tabell A.2.2.

Tabell A.2.1: Tabellen viser de fysikalsk-kjemiske parameterne, temperatur, pH, ledningsevne, redokspotensial og turbiditet i prøvepunktene hvor disse ble registret

Prøvepunkt	Dybde (m)	Temperatur (°C)	pH	Ledningsevne (µS/cm)	Redokspotensial (mV)	Turbiditet (ftu)
1	1	14	5,7	25	300	0,46
1	2	14	6,4	24	300	0,67
1	5	15	5,7	24	290	0,57
1	10	8	5,8	25	300	0,51
2	1	14	5,6	24	290	0,63
2	2	15	5,5	23	300	0,43
2	5	9,5	5,4	23	300	0,15
2	10	8	5,5	25	310	1,2

Prøvepunkt	Dybde (m)	Temperatur (°C)	pH	Ledningsevne (µS/cm)	Redokspotensial (mV)	Turbiditet (ftu)
2	20	7	5,3	27	310	0,71
2	30	6	5,5	25	300	0,31
2	40	4	5,3	27	300	0,22
3	5	14	5,6	26	310	0,56
3	10	8,5	5,4	33	310	0,98
4	10	8,5	5,4	28	300	0,18
5	10	8	5,4	25	300	0,38
6	10	8	5,4	32	320	0,95
7	2	14	5,5	29	300	0,93
8	2	14	5,6	28	280	0,99

Tabell A.2.2: Tabellen viser fysikalsk-kjemiske parametere i bekk B8, Askedalsbekken og Loppebekk fra 2. prøvetakning

Bekk	pH	Ledningsevne	Redokspotensial
Bekk B8	4,4	30	320
Askedalsbekken	5,8	21	290
Loppebekk	4,4	25	340

Vedlegg B: Instrumentspesifikasjoner

I dette vedlegget presenteres innstillingene som ble benyttet under analysene av vannprøvene. I vedlegg B.1 finnes innstillingene for ICP-MS apparatet, og i vedlegg B.2 finnes innstillingene til NDIR-instrumentet.

Vedlegg B.1: Innstillinger for ICP-MS

Innstillingene som ble benyttet under elementanalyse med ICP-MS, presenteres i tabell B.1.1, B.1.2 og B.1.3.

Tabell B.1.1: Tabellen viser parametere for opptak og skylning av prøver

Parameter	Spesifikasjon
Prøveopptak (sek)	3
Sample aspirating speed (mL/sek)	0,84
Prøveløkke (µL)	500
Programmert skylleløkke (sek)	5
Flushing sampling probe in flush station 1 (sek)	2
Leseforsinkelse	-20

Tabell B.1.2: Tabellen viser spesifikasjoner for ICP-MS, Element 2 fra Thermo Scientific

Instrumentdel	Spesifikasjon
Automatisk prøvetaker	SC2 DX med ULPA filter
Prøveintroduksjon	prepFAST
Forstøver	PFA-ST
Spraykammer	Kvarts (baffled micro cyclonic) med dobbelt gassinntak av typen ESI (ES-3452-111-11)
Kjøling	PC ^{3x} – Peltier kjøle- og varmeinntakssystem
Fakkell	Kvarts, demonterbar med o-ringer
Injektor	Kvarts 2.5 mm med o-ringer (ES-1024-0250)
Prøvekjegle	Aluminium (ES-3000-18032)
Skimmerkjegle	Aluminium type X-skimmer (ES-3000-1805 X)

Instrumentdel	Spesifikasjon
RF-effekt (W)	1350

Tabell B.1.3: Tabellen viser innstillinger for ICP-MS

Gass	Strømning (L/min)
Kjølegass	15,5
Hjelpegass	1,1
Prøvegass 1 - forstøver	0,75
Prøvegass 1 - T-tilkobling	0,55
Tileggsgass 10% metan i argon	0,0004

Vedlegg B.2: Innstillinger for NDIR – instrumentet

Innstillingene som ble benyttet på NDIR-instrumentet presenteres i tabell B.2.1 og tabell B.2.2

Tabell B.2.1: Tabellen viser innstillinger brukt på NDIR-instrumentet

Parameter	Verdi
Prøvevolum (mL)	0,5
Water ChaseVolume (mL)	1,00
Fortynning	1:1
Injeksjon-linjeskylling	På
Injeksjon- linje-skyllvolum (mL)	0,50
Syrevolum (mL)	0,50
IC Sparge flow (mL/min)	200
Bæregassforsinkelsestid (min)	0,40
Detektor-feieflyt (mL/min)	500
Ovn-feieflyt (min)	1,00
Systemflow (mL/min)	200

Tabell B.2.2: Tabellen viser avanserte parameter innstilt på NDIR-instrumentet

Avansert parameter	Verdi
Mixer magnet enable	Av
Sparge in vial enable	Av
Needle rinse volume (mL)	2,5
Vial prime volume (mL)	2,0
IC Sample volume (mL)	2,0
Baseline stabilize time (min)	0,25
Detector pressure flow (mL/min)	175
Syringe speed waste	10
Syringe speed acid	7
Syringe speed DI water	7
NDIR pressurization (psig)	50
Syringe speed sample dispense	7
Syringe speed sample aspirate	7
Syringe speed IC dispense	7
Syringe speed IC aspirate	5
NDIR pressure stabilize (min)	0,60
Syringe speed furnace dispense	3
Syringe speed furnace aspirate	5
Furnace temperature (°C)	750
TN Expansion stabilization time (min)	0,25
TN Detector sweep time (min)	1,25

Vedlegg C: Kvalitetssikring av ICP-MS

I analysen med ICP-MS var det totalt tre prøver som ble kjørt to ganger hver. En i første prøvetakning, og to i andre prøvetakning. Det er regnet ut et relativt standardavvik (RSD) mellom resultatene for hver av disse prøvene, for hvert element. Det ble så regnet ut en gjennomsnitts RSD for hvert enkelt element. Dette presenteres i tabell C.1.1 og C.2.1.

Tabell C.1.1: Tabellen viser konsentrasjonene for prøvene i prøvepunkt 1 på 1 meter (prøve 1-1) og prøven i prøvepunkt 2 på 5 meter (prøve 2-5) ved første og andre analyse av prøven. Tabellen viser også relativt standardavvik (RSD, %) mellom første og andre analyse for begge prøvene.

Element	Konsentrasjon prøve 1-1 1. Gang	Konsentrasjon prøve 1-1 2. Gang	RSD (%) Prøve 1-1	Konsentrasjon prøve 2-5 1. Gang	Konsentrasjon prøve 2-5 2. Gang	RSD (%) Prøve 2-5
Ag	0,004	0,001	65	0,004	0,001	90
Al	176,52	171,91	1,9	176,88	170,20	2,7
As	0,250	0,234	4,5	0,202	0,237	11
Au	0,0025	0,0016	31	0,0016	0,0016	2,7
B	3,52	3,36	3,2	3,31	3,25	1,3
Ba	2,62	2,49	3,7	2,62	2,62	0,094
Be	0,0221	0,0206	4,9	0,0247	0,0194	17
Bi	0,0033	0,0031	5,7	0,0024	0,0026	5,7
Br	19,5	19,2	1,2	20,4	20,9	1,7
Ca	751	720	2,9	737	725	1,2
Cd	0,0478	0,0487	1,3	0,0386	0,0384	0,38
Ce	0,6046	0,5839	2,5	0,6020	0,5900	1,4
Cl	3 586	3 557	0,57	3 614	3 611	0,058
Co	0,214	0,196	6,2	0,161	0,164	1,2
Cr	0,19	0,16	15	0,15	0,17	9,2
Cs	0,0796	0,0745	4,7	0,0593	0,0610	2,0
Cu	1,88	1,74	5,4	0,75	0,73	1,6
Dy	0,0499	0,0507	1,1	0,0500	0,0490	1,5
Er	0,0332	0,0323	2,0	0,0339	0,0312	6,0
Fe	58,80	55,95	3,5	57,55	56,86	0,86
Ga	0,008	0,006	28	0,008	0,006	18
Hg	0,0053	0,0039	22	0,0032	0,0027	11

Element	Konsentrasjon prøve 1-1 1. Gang	Konsentrasjon prøve 1-1 2. Gang	RSD (%) Prøve 1-1	Konsentrasjon prøve 2-5 1. Gang	Konsentrasjon prøve 2-5 2. Gang	RSD (%) Prøve 2-5
Ho	0,0100	0,0099	0,69	0,0105	0,0102	2,4
K	316	295	4,8	298	295	0,64
La	0,306	0,290	3,9	0,304	0,291	3,1
Li	0,365	0,340	5,1	0,360	0,347	2,5
Lu	0,0051	0,0049	2,8	0,0051	0,0048	3,2
Mg	398	395	0,57	400	395	0,90
Mn	7,44	6,98	4,4	7,17	7,14	0,29
Mo	0,031	0,033	3,7	0,013	0,023	41
Na	2 448	2 339	3,2	2 377	2 330	1,4
Nd	0,3445	0,3370	1,5	0,3413	0,3399	0,29
Ni	5,27	4,75	7,3	1,94	1,86	2,7
P	4,22	4,25	0,52	2,08	2,03	1,7
Pb	2,935	2,920	0,36	0,976	0,962	1,1
Pr	0,0799	0,0793	0,56	0,0810	0,0793	1,5
Rb	1,18	1,15	2,2	1,18	1,16	1,2
S	625	590	4,1	583	584	0,12
Sb	0,076	0,077	0,42	0,073	0,067	6,5
Sc	0,034	0,032	4,2	0,029	0,037	17
Se	0,058	0,085	26	0,090	0,073	15
Si	877	830	3,9	864	842	1,8
Sm	0,0627	0,0594	3,8	0,0654	0,0611	4,8
Sn	0,049	0,050	1,1	0,014	0,012	8,4
Sr	3,91	3,69	4,1	3,77	3,65	2,3
Tb	0,0083	0,0078	4,7	0,0080	0,0077	2,8
Th	0,0256	0,0270	3,5	0,0253	0,0253	0,20
Ti	0,54	0,51	3,8	0,58	0,56	2,3
Tl	0,0141	0,0143	0,65	0,0140	0,0135	2,4
Tm	0,0050	0,0050	0,79	0,0049	0,0046	5,5
U	0,0862	0,0820	3,5	0,0822	0,0815	0,61
V	0,195	0,179	6,9	0,181	0,184	1,2

Element	Konsentrasjon prøve 1-1 1. Gang	Konsentrasjon prøve 1-1 2. Gang	RSD (%) Prøve 1-1	Konsentrasjon prøve 2-5 1. Gang	Konsentrasjon prøve 2-5 2. Gang	RSD (%) Prøve 2-5
W	0,0049	0,0063	19	0,0025	0,0017	26
Y	0,3140	0,3062	1,7	0,3074	0,3092	0,41
Yb	0,0337	0,0345	1,6	0,0340	0,0330	2,1
Zn	14,44	13,84	3,0	9,72	9,31	3,0

Tabell C.2.1: Tabellen viser konsentrasjonen i bekk B1 ved første og andre analyse av prøven. Den viser også relativt standardavvik (RSD, %) mellom disse to analysene. Tabellen presenterer også gjennomsnitt RSD (%) beregnet fra RSDene til prøve 1-1, prøve 2-5 og bekk B1.

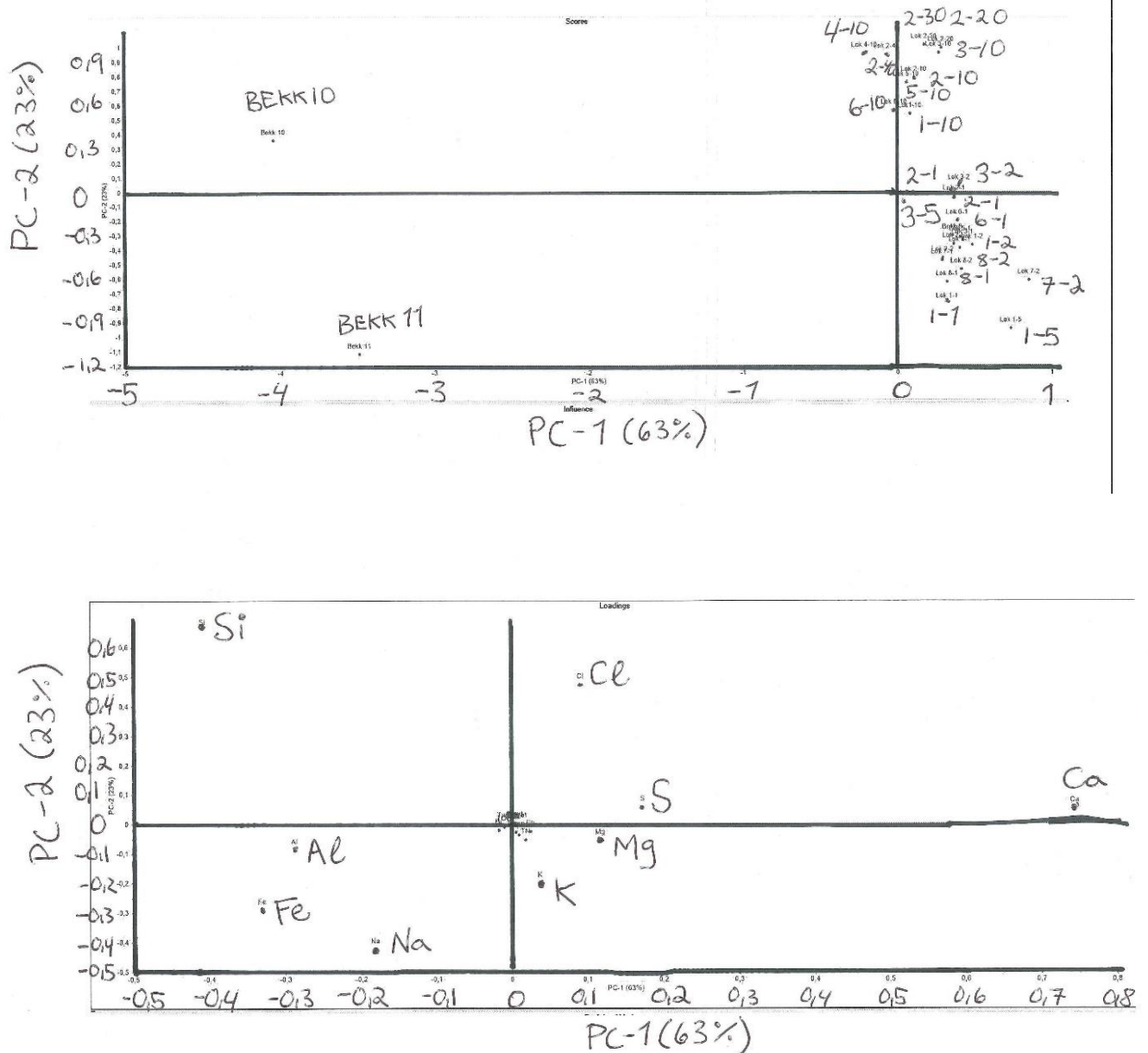
Element	Konsentrasjon Bekk B1 1. Gang	Konsentrasjon Bekk B1 2. Gang	RSD (%) Bekk B1	Gjennomsnitt RSD (%)
Ag	0,002	0,001	19	58
Al	131,621	129,025	1,4	2,0
As	0,255	0,229	7,6	7,8
Au	0,007	0,004	32	22
B	3,728	3,669	1,1	1,9
Ba	2,166	2,186	0,67	1,5
Be				11
Bi				5,7
Br	19,602	21,241	5,7	2,9
Ca	804,443	781,049	2,1	2,1
Cd	0,035	0,033	4,2	2,0
Ce	0,443	0,434	1,4	1,8
Cl	3898,682	3984,835	1,5	0,73
Co	0,114	0,112	1,5	3,0
Cr	0,136	0,121	8,6	11
Cs				3,3
Cu	0,492	0,475	2,5	3,2
Dy				1,9
Er	0,028	0,027	2,8	3,6

Element	Konsentrasjon Bekk B1 1. Gang	Konsentrasjon Bekk B1 2. Gang	RSD (%) Bekk B1	Gjennomsnitt RSD (%)
Fe	27,675	26,496	3,1	2,5
Ga				23
Hg	<0,003	0,000	-	34
Ho	0,008	0,008	0,33	1,1
K	333,479	320,611	2,8	2,7
La	0,234	0,228	1,7	2,9
Li	0,354	0,388	6,5	4,7
Lu	0,004	0,005	1,6	2,5
Mg	421,417	413,040	1,4	0,96
Mn	6,465	6,137	3,7	2,8
Mo	0,029	0,026	8,3	18
Na	2417,111	2417,671	0,016	1,5
Nd	0,247	0,248	0,35	0,74
Ni	0,489	0,468	3,2	4,4
P	2,802	2,772	0,75	0,99
Pb	0,248	0,243	1,5	0,98
Pr	0,061	0,061	0,95	0,99
Rb	1,317	1,267	2,8	2,1
S	626,260	637,079	1,2	1,8
Sb	0,069	0,071	1,9	2,9
Sc				11
Se	0,056	0,057	1,1	14
Si	767,252	739,415	2,6	2,8
Sm	0,050	0,043	10	6,3
Sn	0,007	0,006	3,2	4,3
Sr	3,869	3,801	1,3	2,5
Tb	0,006	0,006	5,9	4,5
Th	0,018	0,017	4,7	2,8
Ti	0,287	0,294	1,7	2,6
Tl	0,015	0,014	2,0	1,7

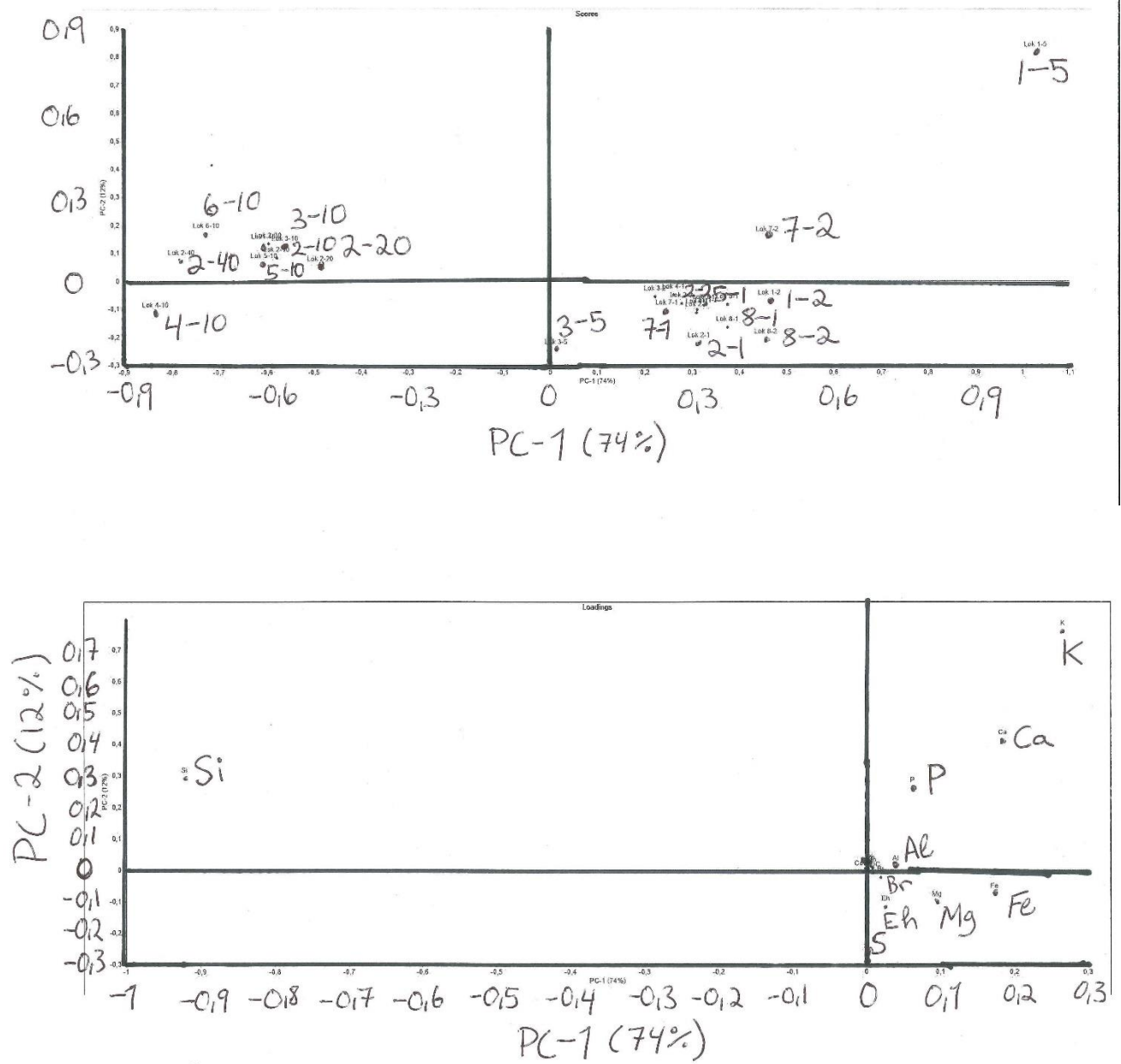
Element	Konsentrasjon Bekk B1 1. Gang	Konsentrasjon Bekk B1 2. Gang	RSD (%) Bekk B1	Gjennomsnitt RSD (%)
Tm	0,004	0,004	2,9	3,1
U	0,078	0,076	2,4	2,2
V	0,136	0,135	0,36	2,5
W	0,001	0,002	35	27
Y	0,259	0,258	0,21	0,80
Yb	0,029	0,028	2,4	2,1
Zn	10,134	9,854	2,0	2,7

Vedlegg D: PCA Analyse

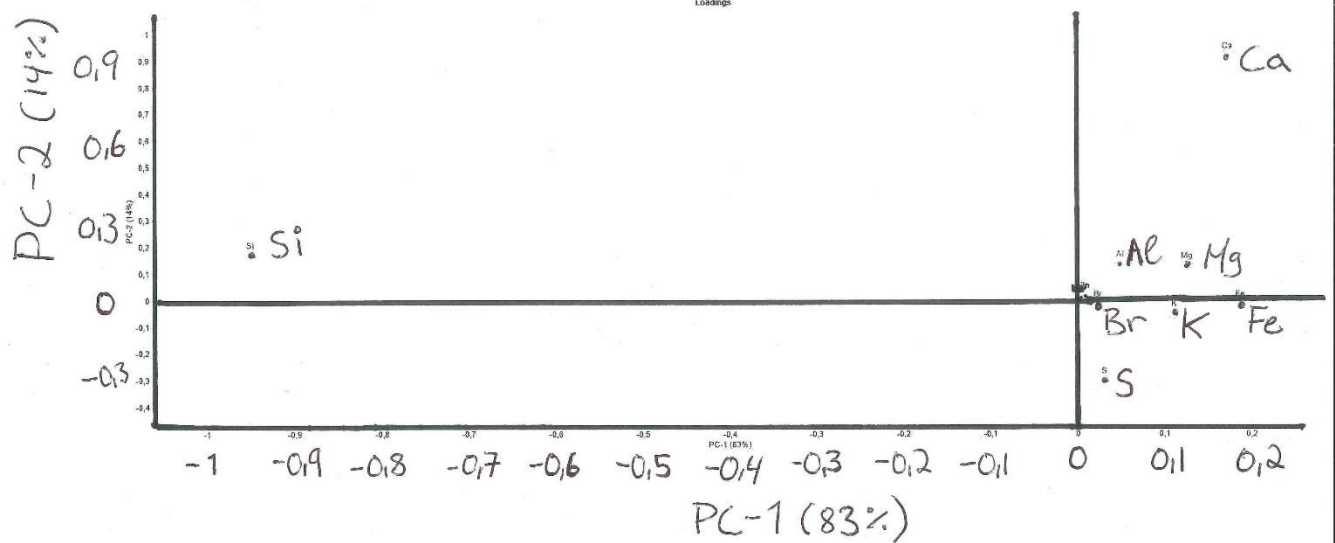
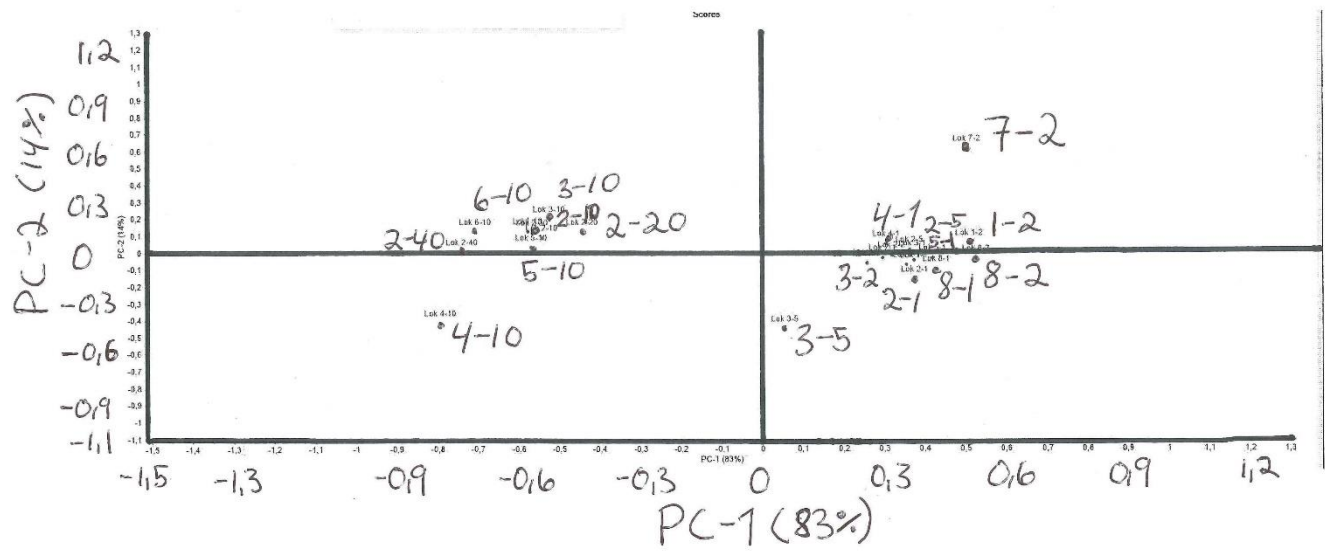
I dette vedlegget presenteres 3 plott fra PCA analysen, se figur D.1.1, D.1.2 og D.1.3. Disse tre plottene er valgt ut fordi de forklarer mesteparten av datasettet. Prøvepunktene er oppgitt som punkter beskrevet med x-y. Her vil x være prøvepunktet og y være dybden prøven er tatt på.



Figur D.1.1: PCA-plottet viser fordelingen av prøver og elementer for alle de analyserte prøvene og alle de registrerte fysikalsk-kjemiske parameterne.



Figur D.1.2: PCA-plottet viser fordelingen av prøver og elementer etter at lantanoidene, de sjeldne jordartsmetallene, de fysikalsk-kjemiske parameterne, total nitrogen, natrium og klorid ble fjernet fra datasettet.



Figur D.1.3: PCA-plottet viser fordelingen av prøver og elementer etter at lantanoidene, de sjeldne jordartsmetallene, de fysikalsk-kjemiske parameterne, total nitrogen, natrium, klorid og prøvepunkt 1-5 ble fjernet fra datasettet.