

Vannkvalitet knyttet til grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg i Melhus og Elverum

Heidi Marstein Brøste

Tekniske geofag

Innlevert: juni 2017

Hovedveileder: Randi Kalskin Ramstad, IGP

Medveileder: Sondre Gjengedal, IGP
David Banks, HolyMoor Consultancy

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for geovitenskap og petroleum

OPPGAVETEKST

Tittel: Vannkvalitet knyttet til grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg i Melhus og Elverum.

Student: Heidi Marstein Brøste

Hovedveileder: Randi Kalskin Ramstad, IGP

Medveiledere: Sondre Gjengedal, IGP, David Banks, HolyMoor Consultancy Ltd.

Oppgavetekst

- Litteratursøk på jern – og mangan i grunnvann og problematikk knyttet til dette i forbindelse med grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg, samt løsninger på slike problemer.
- Beskrive metodikk og viktige forhold ved prøvetaking av grunnvann.
- Feltarbeid i Melhus og Elverum med uttak av vannprøver til analyse for ioneinnhold og fysisk – kjemiske parametere. Utføre analyse av utfellingsmateriale fra Lenavegen 3 i Melhus.
- Sammenstilling av resultater i hydrogeologiske diagram og kart, samt modellering av resultatene i programmet PHREEQC.
- Evaluere vannkjemien og eventuelle problemer som kan oppstå i Melhus og Elverum, samt foreslå løsninger på problemene.

SAMMENDRAG

Gjennom forskningsprosjektet ORMEL (Optimal ressursutnyttelse av grunnvann til oppvarming og kjøling i Melhus og Elverum) skal bruken av grunnvann som varmekilde i Melhus og Elverum optimaliseres. Dårlig vannkvalitet kan i verste fall føre til at driften av anlegget må avsluttes. Hensikten med denne oppgaven er derfor å kartlegge vannkjemien i Melhus og Elverum, evaluere hvilke problemer som kan oppstå i slike anlegg i disse områdene og undersøke hvordan problemene kan håndteres for å optimalisere driften.

I Melhus har grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg vært i bruk siden 1999. Ved flere tilfeller har jernutfellinger skapt problemer for driften. I oppgaven ble vannkvaliteten undersøkt gjennom prøvetaking og analyse av ni brønner. Resultatene viste jern – og manganverdier som kan føre til utfellingsproblemer som igjentetting av brønnfilter, rørsystem, varmeveksler eller returbrønn. Innholdet av suspendert stoff kan forårsake problemer ved reinjisering av vannet i de fleste brønnene i Melhus. Vannet hadde flere steder et høyt innhold av salt, noe som kan føre til korrosjon over tid.

I Elverum kommune ble det nylig boret flere løsmassebrønner som er tiltenkt grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg. To av disse brønnene ble prøvetatt i forbindelse med oppgaven. Den ene ved Lillemoen skole i Heradsbygd, og den andre ved Ydalirfeltet som skal bli en ny bydel i Elverum. Bortsett fra lav pH og alkalitet så grunnvannet ved Lillemoen skole ut til å være egnet til et grunnvannsbasert grunnvarmesystem. Vannet hadde et relativt lavt innhold av jern, mangan og korrosjonsfremmende ioner. Ved Ydalirfeltet er risikoen for jern – og manganutfellinger større. Lukten av råtne egg tyder på et reduserende og korrosivt miljø.

Tilstopping av jern og mangan kan hindres ved å unngå all kontakt med luft. Kraner, ventiler og koblinger må være helt tette, og vannet må reinjiseres under grunnvannsspeilet i returbrønnen. Pumpa i produksjonsbrønnen må ikke plasseres under øvre filterkant for å unngå at vannstanden senkes ned i brønnfilteret. Jevnlig prøvetaking kan avdekke endringer i vannkjemien som tyder på utfelling. Økt trykktap over varmeveksleren, samt økt pumpeenergi og driftskostnader kan være et tegn på utfelling i varmeveksleren.

Et filter kan fjerne det suspenderte stoffet og unngå at returbrønnene tettes. Hvis returbrønnen tettes av partikler kan pumping fra returbrønnen være løsningen. Brønnmaterialet bør velges med hensyn til korrosjon.

ABSTRACT

Through the research project ORMEL (Optimal utilization of ground water for heating and cooling in Melhus and Elverum) the use of Ground Water Source Heat Pump Systems (GWSHP) in Melhus and Elverum will be optimized. A poor water quality can lead to serious problems, even termination of the plant. The aim of the thesis has been to examine the water quality in Melhus and Elverum and make suggestions on how to solve the problems that may occur.

In Melhus municipality GWSHPs have produced heating and cooling to buildings since 1999. Precipitation of iron has created problems several times. In this study, the water quality was examined by sampling nine wells in Melhus. The results show iron and manganese concentrations that may cause problems by clogging the well screen, pipe system, heat exchanger or the injection well. The suspended solids in the water may lead to clogging of the injection wells when injecting the water. Several wells have a high content of salts which may lead to corrosion over time.

In Elverum municipality there are several new wells in Quaternary deposits intended for GWSHPs. Two of these were sampled in this study. One at Lillemoen skole in Heradsbygd, and one at the Ydalir which is becoming a new district in Elverum. Apart from low pH and alkalinity, the groundwater at Lillemoen skole seems to be suited for GWSHP. The water had a low amount of iron, manganese and corrosive ions. At Ydalir, the risk of iron or manganese precipitation is greater. Field observations also suggest a corrosive environment.

Clogging due to iron and manganese deposits can be avoided by keeping the plant airtight through airtight water taps, valves and joints. The water must be injected under the groundwater level in the injection well. To prevent the water level from being lowered into the well screen in the abstraction well, the pump must be placed above the well screen. Sampling the water regularly can uncover changes in the water chemistry that indicate precipitation. An increase in pressure loss through the heat exchanger together with an increase in pumping energy and costs may be a sign of precipitation in the heat exchanger.

Filtration may remove the suspended solids and avoid clogging of the injection wells. If the injection well is clogged by these particles, pumping from the injection well may clean the well. The well material should be chosen with corrosion in mind.

INNOLDSFORTEGNELSE

OPPGAVETEKST	I
SAMMENDRAG	III
ABSTRACT	V
INNOLDSFORTEGNELSE	VII
FIGURLISTE	XI
TABELLISTE	XV
FORORD	XIX
1 INNLEDNING	1
2 TEORI	3
2.1 INTRODUKSJON TIL GRUNNVARME	3
2.2 VANNKVALITET	4
2.2.1 <i>Kilder til oppløste stoffer i grunnvann</i>	4
2.2.2 <i>Nedbør, prosesser i jordsmonnet og marine salter</i>	4
2.2.3 <i>Vann – mineral reaksjoner</i>	5
2.2.4 <i>Jern og mangan</i>	6
2.2.5 <i>Jern og mangan i grunnvann</i>	8
2.2.6 <i>Jern- og manganproblematikk i grunnvarmesystemer</i>	12
2.2.7 <i>Korrosjon i grunnvarmeanlegg</i>	14
2.2.8 <i>Fysisk-kjemiske parametere</i>	16
2.3 PRØVETAKING OG ANALYSE AV GRUNNVANN	18
2.3.1 <i>Feltmålinger</i>	18
2.3.2 <i>Prøvetaking</i>	20
2.3.3 <i>XRF</i>	21
2.3.4 <i>XRD</i>	22
2.3.5 <i>ICP-MS</i>	23
2.4 KONTROLL OG PRESENTASJON AV VANNANALYSEN	23
2.5 GRUNNVANNSMODELLERING MED PHREEQC	26
2.5.1 <i>Hovedprinsipper og ligninger</i>	26
2.5.2 <i>Programmets begrensninger</i>	28
2.5.3 <i>Viktige funksjoner</i>	29
3 OMRÅDE – OG BRØNNBESKRIVELSE	31
3.1 MELHUS	31
3.1.1 <i>Berggrunn og kvartærgeologi</i>	31

3.1.2	<i>Grunnvarme i Melhus</i>	34
3.1.3	<i>Beskrivelse av de prøvetatte brønnene på Melhus</i>	36
3.2	ELVERUM	39
3.2.1	<i>Berggrunn og kvartærgeologi</i>	39
3.2.2	<i>Grunnvannsbasert grunnvarmepotensialet på Elverum</i>	39
3.2.3	<i>Beskrivelse av de prøvetatte brønnene i Elverum</i>	41
4	METODER	43
4.1	FELTMÅLINGER OG PRØVETAKING.....	43
4.1.1	<i>Prøvetaking av nye brønner på Melhus</i>	45
4.1.2	<i>Prøvetaking av nye brønner på Elverum</i>	45
4.1.3	<i>Prøvetaking av etablerte anlegg</i>	46
4.2	XRF	49
4.3	XRD	49
4.4	ICP-MS.....	49
4.5	PHREEQC.....	50
5	RESULTATER	51
5.1	MELHUS	51
5.1.1	<i>Resultater fra vannanalysene</i>	54
5.1.2	<i>XRD - og XRF – analyser</i>	63
5.1.3	<i>PHREEQC-modellering</i>	63
5.2	ELVERUM	65
5.2.1	<i>Resultater fra vannanalysene</i>	66
5.3	BLANKPRØVENE.....	70
6	DISKUSJON	71
6.1	METODE OG PRESENTASJON AV DATA	71
6.2	VANNKJEMIEN I MELHUS.....	72
6.3	PHREEQC.....	76
6.4	VANNKJEMIEN I ELVERUM	77
7	KONKLUSJON	79
7.1	VIDERE ARBEID	81
8	REFERANSER	83
	VEDLEGG	1
A.	STANDARDSER BENYTTET VED ANALYSESENTERET	2
B.	RESULTATER FRA MODELLERING MED PHREEQC	7

C.	FULLSTENDIG RESULTAT FRA VANNANALYSENE.....	11
C1.	BRANNSTASJONEN, B1 OG B2, MELHUS	11
C2.	RÅDHUSET, R1 OG R2, MELHUS.....	13
C3.	ANLEGGENE I DRIFT I MELHUS	15
C4.	LILLEMOEN SKOLE OG B12 – YDALIR, ELVERUM.....	17
C5.	BLANKPRØVENE.....	19
D.	BEREGNINGER.....	21
E.	FILTERPLASSERINGEN I ALLE BRØNNENE I MELHUS SENTRUM.....	24

FIGURLISTE

Figur 1: Prinsippskisse av et åpent system og en varmepumpe. Skissen er ikke i skala. Hentet fra Riise et al. (2015) som har modifisert tegningen etter Stene (2000).	4
Figur 2: Til høyre illustreres oppløsning og hydratisering av NaCl. Modifisert etter Lokus (2017). Til høyre illustreres hydrolyse og ionebytte av H ⁺ . Illustrasjonen er modifisert etter Brattli (2009).	5
Figur 3: Stabilitetsforhold i naturlige vandige systemer. Modifisert etter Garrels og Christ (1965).	8
Figur 4: Diagrammet viser stabiliteten til jern i karbonholdig vann ved 25°C og 1 atmosfære (totaltrykk). Grensene mellom fast stoff og ion er funnet med en total aktivitet for løste stoffer = 10 ⁻⁶ . Totalt løst karbon = 10 ⁻² . De stiplede linjene er grenser mellom felt dominert av de gitte ionene. Modifisert etter Garrels og Christ (1965).	9
Figur 5: Diagrammet viser stabilitetsforhold for mangan i vann ved 25°C og 1 atmosfære (totaltrykk). Totalt løst karbon = 10 ^{-1.4} . Modifisert etter Garrels og Christ (1965).	10
Figur 6: Grafen viser konsentrasjonen av løst Mn ²⁺ kontra mengden feltspatsand i vannet. Bildet er modifisert etter en figur fra Crerar og Barnes (1974), som har basert grafen på data fra Hem (1963, 1964).	11
Figur 7: Temperaturfordeling i en varmeveksler med utfelling i begge væskene. Modifisert etter Bott (1995).	13
Figur 8: Illustrasjon av mulige konsekvenser ved korrosjon av filterør. A) kollaps av filterør. B) Utviding av slisseåpningene. C) Igjentetting av slisseåpningene. Modifisert etter Andersson et al. (1984).	16
Figur 9: Grafene viser pH og alkalitet, målt i felt og i lab, fra graven Sheephouse Wood, South Yorkshire. Verdiene målt i lab er lavere enn verdiene målt i felt. Vannet var svært jernholdig. Hentet fra Banks (2015).	19
Figur 10: Prinsippskisse av XRF – analyse. Modifisert etter Nesse (1991).	21
Figur 11: Prinsippskisse av XRD for å forklare Braggs lov. Modifisert etter Nesse (1991). ..	22
Figur 12: Skjematisk skisse av komponentene i en ICP-MS-analyse. Modifisert etter The University of Manchester (2017).	23
Figur 13: Eksempel på histogram. Modifisert etter Brattli (2009).	25
Figur 14: Piperdiagram for klassifisering av grunnvann. Modifisert etter Fetter (2001).	25
Figur 15: Løsmassekart over Melhus. Kartet er hentet fra NGU (2017c) og er modifisert i ArcMap.	31

Figur 16: Profil gjennom løsmasseavsetningene i Melhus. Profilet går fra Melhus - ryggen i nordvest til Gimse i sørvest. Profilet er modifisert etter Førde et al. (2015).	33
Figur 17: Grunnvannsnivå i brønner i Melhus og Gaulfossen. Modifisert etter Gjengedal (in prep.-c).	34
Figur 18: Oversikt over grunnvarmeanleggene i Melhus sentrum. Kart fra ArcMap.....	34
Figur 19: Oversikt over prøvetatte brønner i Melhus, samt forkortelser brukt videre i oppgaven. Kart fra ArcMap.....	37
Figur 20: Brønnlogg med filterplassering og fraksjoner, samt naturlig grunnvannsspeil i de nye brønnene. Grunnvannsspeilet ble målt i felt. Fraksjonene for R1, R2, B1 og B2 er hentet fra Gjengedal (in prep.-c). De andre fraksjonene er hentet fra brønn databasen GRANADA, NGU (2017b).....	38
Figur 21: Løsmassekart over Elverum. De blå linjene representerer elveløpet til Glomma. Kartet er hentet fra NGU (2017c) og modifisert i ArcMap.....	40
Figur 22: Kart over grunnvannspotensialet i Elverum. De blå linjene representerer elveløpet til Glomma. Kartet er hentet fra NGU (2017b) og modifisert i ArcMap.	40
Figur 23: Brønnplasseringer i Elverum. B12 – Ydalir ligger ved Øvre Leiret i Elverum, mens Lillemoen skole ligger i Heradsbygd. Kart fra ArcMap.	41
Figur 24: Brønnlogg med filterplassering og fraksjoner ved brønnene i Elverum. Det naturlige grunnvannsnivået ble målt i felt. Fraksjonene er hentet fra Gjengedal (in prep.-a).....	42
Figur 25: Feltalkalitetstest hvor syre tilsettes til fargen blir rød.	44
Figur 26: Filtrering av metallprøven med 0.45 µm filter.	45
Figur 27: A) Senkepumpe av typen Grundfos brukt ved prøvetaking i Melhus. B) Brønn B1 med stoppekran og slange koblet til for drenering. C) Gjennomstrømningscelle laget av en 100 liters tønne hvor slangen pumper vannet ned i tønna. D) Pumperatemåler og stoppekran fra prøvetakingen i Elverum.....	46
Figur 28: A) Prøvetaking ved Idegården. B) Prøvetaking ved Høvdingen.	47
Figur 29: Returavløpet til anlegget på Gimse skole ved elva Gaula. Pilen markerer utløpet og hvor prøvene ble tatt.....	48
Figur 30: Skjermbilder fra en brønninspeksjon av B2 ved brannstasjonen. De røde pilene markerer svarte partikler. Det er 1mm slisseåpning i filteret. Brønninspeksjonen ble utført av Gjøvaag AS (2016).....	51
Figur 31: Feltnålinger av alkalitet, pH, ledningsevne og løst oksygen i brønnene i Melhus..	53
Figur 32: Bildet viser utfelling i de ukonserverte prøvene tatt i oktober.	54

Figur 33: Fysisk-kjemiske parametere målt på lab. Der verdiene var under deteksjonsgrensen er halvparten av deteksjonsgrensen brukt. Merk at TSS har logaritmisk skala.	55
Figur 34: Jern - og manganinnholdet ved hver prøvetakingsrunde. Grafen viser også mengden løst og partikulært jern og mangan gjennom filtrert og ufiltrert prøve.	56
Figur 35: Kartene viser en oversikt over konsentrasjonene av natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat og alkalitet i Melhus. Alkaliteten som presenteres er feltmålingene.	58
Figur 36: Kjemisk komposisjon i form av histogram for Melhusbrønnene. Figuren fortsetter på neste side.	59
Figur 37: Piperdiagram med alle de prøvetatte brønnene i Melhus. For B1, B2, R1, R2 og IG ble resultatene fra februar benyttet.	61
Figur 38: Piperdiagram for hver enkelt brønn. Anleggene i drift, som kun ble prøvetatt en gang hver, er samlet i samme diagram.	62
Figur 39: Resultat fra XRD-analyse utført på utfellingsmateriale fra Lenavegen 3.	63
Figur 40: Modellering av B1 i PHREEQC med $pe=0,5$	64
Figur 41: Modellering av brønn GS i PHREEQC med $pe=8$	65
Figur 42: pH, alkalitet, ledningsevne og løst oksygen målt i felt i Elverum.	66
Figur 43: pH, alkalitet, elektrisk ledningsevne og turbiditet for prøvene fra Elverum.	67
Figur 44: Kjemisk komposisjon for Lillemoen skole og B12 - Ydalir i form av histogram.	68
Figur 45: Piperdiagram med resultater fra Elverum.	69
Figur 46: Prinsippskisse av turbiditetsmåling. Modifisert etter Norsk Standard (2016).	3
Figur 47: Skjematisk skisse av komponentene i en ionekromatograf. Modifisert etter skisse i Moustafa og Morsi (2013).	5
Figur 48: Tegnforklaring til modelleringene i vedlegget.	7
Figur 49: Modellering av avgassing i PHREEQC.	7
Figur 50: Modellering av tilsetting av oksygen i PHREEQC.	8
Figur 51: Modellering av pH-endring i PHREEQC.	9
Figur 52: Modellering av temperaturrendringer i PHREEQC.	10
Figur 53: Kartene viser posisjonen og filterplasseringene til alle brønnene i Melhus sentrum. Kartene er hentet fra ArcMap.	24

TABELLISTE

Tabell 1: Grenseverdier for fysiske parametere, kation og anion i drikkevann. Hentet fra Drikkevannsforskriften (2002).....	18
Tabell 2: Mengden løst oksygen i mg/l ved 1 atmosfære. Verdiene er hentet fra Rounds et al. (2013)	19
Tabell 3: Oversikt over de prøvetatte brønnene i Melhus. Informasjonen er hentet fra Riise et al. (2015), Gjengedal (in prep.-b) og NGU (2017b). Koordinatene merket med * er noe usikre.	37
Tabell 4: Oversikt over de prøvetatte brønnene i Elverum kommune. Koordinater, filterplassering og løsmasse ved filter er hentet fra Gjengedal (in prep.-a).	41
Tabell 5: Feltobservasjoner ved prøvetaking av de nye brønnene i Melhus.	52
Tabell 6: Observasjoner fra prøvetaking av anleggene i Melhus.	52
Tabell 7: Ionebalansen for alle prøvetakingene beregnet med hovedionene. *Jern og mangan er tatt med i beregningen.	54
Tabell 8: Målinger av høyden over havet ved brønn Lillemoen skole og Glomma, samt naturlig grunnvannsnivå i meter over havet.	66
Tabell 9: Ionebalansen, IBE beregnet for prøvetakingene i Elverum. Fosfat, nitrat og fluorid ble tatt med i beregningen for Lillemoen skole.	68
Tabell 10: Konsentrasjonen av jern og mangan i mg/l i filtrert og ufiltrert prøve.	70
Tabell 11: Konsentrasjonene av hovedionene, jern, mangan og svovel i mg/l fra blankprøvene, samt en blankprøve laget og analysert av NGU i 2015.	70
Tabell 12: Resultater fra ICP-MS analyser av vannprøvene fra B1 og B2 i ng/ml.	11
Tabell 13: Ammonium- og anionverdier i mg/l fra B1 og B2. Ved siste analyse ble det ikke analysert for fosfor.	12
Tabell 14: Resultater fra feltmålinger og laboratorieanalyser av fysisk-kjemiske parametere fra B1 og B2. Grunnvannsnivået er gitt i meter under terreng.	12
Tabell 15: Resultater fra ICP-MS analyser av vannprøvene fra R1 og R2 i ng/ml.	13
Tabell 16: Ammonium. og anionverdier fra R1 og R2 i mg/l. Ved siste analyse ble det ikke analysert for fosfor.	14
Tabell 17: Feltnmålinger og laboratorieanalyser fra R1 og R2. Grunnvannsnivået er gitt i meter under terreng.	14
Tabell 18: Resultater fra ICP-MS analysen av vannprøven fra Idegården, Lenavegen 3, Buen omsorgssenter, Høvdningen og Gimse skole i ng/ml.	15

Tabell 19: Ammonium- og anionverdier fra Idegården, Lenavegen 3, Buen omsorgssenter, Høvdingen og Gimse skole i mg/l. Fosfor ble ikke analysert for ved Høvdingen.	16
Tabell 20: Feltnålinger og laboratorieanalyser av fysisk-kjemiske parametere fra Idegården, Lenavegen 3, Buen omsorgssenter, Høvdingen og Gimse skole.	16
Tabell 21: Resultater fra ICP-MS analysen av vannprøven fra Lillemoen skole og B12 - Ydalir i ng/ml.	17
Tabell 22: Ammonium- og anionverdier fra Lillemoen skole og Ydalir - B12 i mg/l.....	18
Tabell 23: Feltnålinger og laboratorieanalyser av fysisk-kjemiske parametere fra Lillemoen skole og B12 - Ydalir. Grunnvannsnivået er gitt i meter under terreng.	18
Tabell 24: Analysen av blankprøvene for prøvene tatt i oktober, de to prøverundene i februar og mars. Prøven fra 27.02.17 kontrollerte både Elverumsprøvene og den første Idegården prøven. Enhet: ng/ml.	19
Tabell 25: Ammonium- og anionverdier i blankprøvene fra prøverunden i oktober, to fra februar og en fra mars. 27.02.17 kontrollerte både Elverumsprøvene og den første Idegården prøven. Enhet: mg/l.	20
Tabell 26: Fysisk- - kjemiske verdier i blankprøvene som kontroll av prøverunden i oktober, to fra februar og en fra mars. 27.02.17 kontrollerte både Elverumsprøvene og den første Idegården prøven.	20
Tabell 27: Hovedioner og signifikante ioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for B1.	21
Tabell 28: Hovedioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for B2.	21
Tabell 29: Hovedioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for R1.	22
Tabell 30: Hovedioner og signifikante ioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for R2.	22
Tabell 31: Hovedioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for IG.	22
Tabell 32: Hovedioner i konsentrasjonene mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for brønnene BO, GS, H og L3.	22
Tabell 33: Hovedioner og signifikante ioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for B12 - Ydalir.	23
Tabell 34: Hovedioner og signifikante ioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for Lillemoen skole.	23

FORKORTELSER

DO	Dissolved oxygen/løst oksygen
EC	Elektrisk ledningsevne
Eh	Redokspotensial
GWSHP	Ground Water Source Heat Pump
IAP	Ioneaktivitetsproduktet
IBE	Ionebalanse
IC	Ion chromatography
ICP – MS	Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
IGP	Institutt for geovitenskap og petroleum
NGU	Norges geologiske undersøkelser
NTNU	Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
ORMEL	Optimal ressursutnyttelse av grunnvann til oppvarming og kjøling i Melhus og Elverum
PPM	parts per million
PPT	parts per thousand
SI	Metningsindeks
TSS	Totalt suspendert stoff
XRD	X-Ray Diffraction
XRF	X-Ray Fluorescence

FORORD

Bakgrunnen for oppgaven var et ønske om å kartlegge vannkjemien i grunnvannet som brukes til oppvarming og kjøling i Elverum og Melhus. Det har tidligere vært problemer med utfelling av jern og mangan i noen av de etablerte anleggene. Det ble derfor lagt et spesielt fokus på disse to elementene. Oppgaveteksten er formulert av Randi Kalskin Ramstad, David Banks og Sondre Gjengedal, og er skrevet i forbindelse med forskningsprosjektet ORMEL. Norges teknisk – naturvitenskapelige universitet (NTNU), Norges geologiske undersøkelser (NGU), Asplan Viak AS og kommunene Elverum og Melhus jobber sammen om forskningsprosjektet.

Jeg vil starte med å takke veilederne mine Randi Kalskin Ramstad, Sondre Gjengedal og David Banks som har bidratt med engasjement og gode, faglige diskusjoner. Sondre Gjengedal har også hjulpet til med feltarbeid både i Melhus og Elverum, tusen takk. Tusen takk til NGU og Asplan Viak AS for lån av bil og feltutstyr. Videre ønsker jeg å takke Øystein Jæger fra NGU for opplæring av prøvetaking av grunnvann. Takk til medstudent Henrikke Børsum og Mari Helen Riise fra Asplan Viak AS for hjelp til å utføre prøvetakingen av de nye brønnene i Melhus. Videre vil jeg takke min tante Astrid Marstein Kruke for lån av bil til feltarbeid. Takk til Laurentius Tjihuis og Torill Sørløkk som har bidratt med laboratorieanalysene fra NTNU.

Takk til Rolf Aune, Stein Lerån, Trond Erik Berg og Erlend Dyrendahl for hjelp til gjennomføringen av prøvetaking av produksjonsbrønnene i Melhus. Takk til Jens Yngve Mathisen fra Elverum kommune og Stig Stamoen for hjelp til gjennomføring av feltarbeidet i Elverum.

Tilslutt vil jeg takke mine medstudenter for fem fine år ved NTNU.

Trondheim, 11. juni

Heidi Marstein Brøste

1 INNLEDNING

Elverum og Melhus er en del av forskningsprosjektet ORMEL som startet våren 2015. Målet med ORMEL er å gi et godt grunnlag for å optimalisere bruken av grunnvann til oppvarming og kjøling av bygg i disse to kommunene. Det er flere masteroppgaver knyttet til prosjektet, samt en PhD – stipendiat.

Flere faktorer har betydning for driften av grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg. For å kunne ta ut vannet må gode geologiske forhold være på plass, men også temperatur og vannkvalitet er viktig for å optimalisere driften (Ramstad, 2016). I Melhus kommune har grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg vært i bruk siden 1999 (Riise et al., 2015), og Aune og Gjengedal (2016) forteller om problemer med jernutfelling ved flere grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg i Melhus sentrum. På 70 – og 80 – tallet var manganutfelling et problem i to grunnvannsanlegg i Elverum kommune (Kalskin og Hilmo, 1999). I forbindelse med boring av nye brønner til grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg i Melhus og Elverum, var det derfor et ønske om å avdekke eventuelle problemer som kan oppstå i slike anlegg i disse områdene. Dette dannet grunnlaget for denne masteroppgaven som ble utarbeidet ved Institutt for geovitenskap og petroleum (IGP) på NTNU.

Formålet med oppgaven er å kartlegge grunnvannskjemien, samt se på løsninger på eventuelle problemer som kan oppstå. På grunn av tidligere erfaringer med jern – og manganutfellinger er det et spesielt fokus på dette. Oppgaven besvares med et litteraturstudie om grunnvannskjemi med hovedfokus på jern og mangan, og problematikk knyttet til grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg. Deretter presenteres teori om prøvetaking og analyse av grunnvann. Videre følger en områdebeskrivelse av Melhus og Elverum med relevant geologi og tidligere erfaringer med bruk av grunnvann i grunnvarmeanlegg eller til drikkevann. De prøvetatte brønnene beskrives også her. Data ble samlet inn ved feltmålinger og – observasjoner, samt prøvetaking og analyse av til sammen ni brønner i Melhus og to i Elverum. I tillegg ble utfelling i et rør fra Lenavegen 3 i Melhus analysert med XRD – og XRF – analyser. Resultatene presenteres i form av hydrokjemiske diagram og kart. Programmet PHREEQC ble benyttet for å undersøke teoretiske utfellingsmuligheter i det prøvetatte grunnvannet i Melhus. Grunnleggende hydrogeologiske begreper forklares ikke i oppgaven da det forventes at leser har kjennskap til disse.

Tidsbegrensninger førte til at det kun ble tid til én prøvetakingsrunde i Elverum, og da kun av to brønner. Hovedfokuset i oppgaven ligger derfor på Melhus da dette området ble mye grundigere undersøkt med flere prøvetakingsrunder og prøvetaking av flere brønner. Prøvetaking av anleggene i Melhus sentrum ble begrenset til de som lett kunne prøvetas via en tappekran montert på rørsystemet i anlegget.

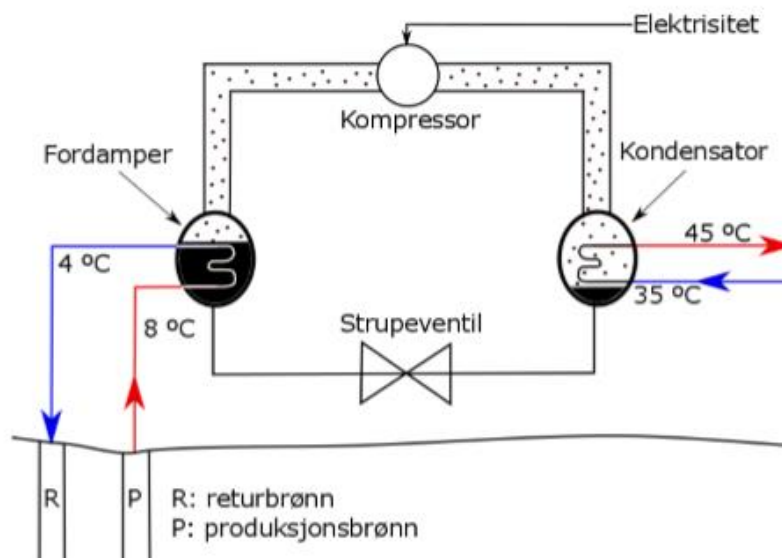
2 TEORI

I dette kapitlet presenteres først en kort introduksjon til prinsippet bak et åpent grunnvarmesystem og en varmepumpe. Videre følger teori om vannkvalitet i grunnvarmeanlegg. Neste del av teorien tar for seg prøvetaking og analysemetoder av grunnvann før teorien avsluttes med et delkapittel om grunnvannsmodellering i PHREEQC.

2.1 Introduksjon til grunnvarme

For å gi en forståelse av de ulike komponentene i et grunnvannsbasert grunnvarmesystem presenteres en kort innføring i følgende delkapittel. Banks (2012) brukes som kilde om ikke annet er oppført.

Gjennom solenergi varmes berg, løsmasser og grunnvann opp. Denne grunnvarmen kan utnyttes gjennom en varmepumpe til oppvarming og avkjøling. Det finnes to hovedsystemer for å utnytte grunnvarmen. Det ene er et lukket system hvor en væske strømmer i et rør boret i fjell, eller en slange gravd ned i løsmasser. Disse er ikke beskrevet her da disse systemene ikke er relevant for oppgaven. Det andre systemet er et åpent system, illustrert i figur 1, hvor grunnvann pumpes opp fra en akvifer via en produksjonsbrønn og brukes direkte. Vannet går gjennom en varmeveksler/fordamper som overfører varme fra grunnvannet til en frostvæske. Varmen som kan trekkes ut er avhengig av gjennomstrømningsraten, temperaturforskjellen mellom grunnvannet og frostvæska i varmeveksleren og den spesifikke varmekapasiteten til både vann og frostvæske. Den spesifikke varmekapasiteten er et mål på materialets evne til å lagre varme. For vann er den ca. 4180 J/K/kg/L ved 15 – 20 °C. En kompressor øker temperaturen på frostvæska som fører til at væska går over til damp. Dampen sendes til en kondensator som kondenserer dampen og avgir varme til bygget. Etter bruk reinjiseres det noe kaldere grunnvannet ned i akviferen igjen via en infiltrasjonsbrønn. Dette må ikke skje for nære produksjonsbrønnen da det kaldere vannet kan påvirke temperaturen i produksjonsbrønnen og dermed redusere temperaturforskjellen i varmepumpa. Returvannet kan også føres ut i overflatevann eller avløpssystemet.



Figur 1: Prinsippskisse av et åpent system og en varmepumpe. Skissen er ikke i skala. Hentet fra Riise et al. (2015) som har modifisert tegningen etter Stene (2000).

2.2 Vannkvalitet

Vannkvaliteten har stor betydning for systemer der vann strømmer, pumpes eller oppbevares. I grunnvarmesystem basert på grunnvann er tetting av filter, pumpe og varmeveksler et vanlig problem. Dette kan skyldes suspendert materiale, kalsiumkarbonatutfelling, bakterieslam, gassbobler eller jern- og manganutfelling (Banks, 2012). I følgende delkapittel presenteres teori om vannkvalitet som har betydning for grunnvarmeanlegg med et spesielt fokus på jern og mangan.

2.2.1 Kilder til oppløste stoffer i grunnvann

Grunnvann dannes som regel ved at det strømmer vann gjennom jordsmonnet og fyller porerom og sprekker i løsmasser og fjell. Innholdet av oppløste stoffer gjenspeiler derfor ofte ulike prosesser i naturen (Banks et al., 1998a).

2.2.2 Nedbør, prosesser i jordsmonnet og marine salter

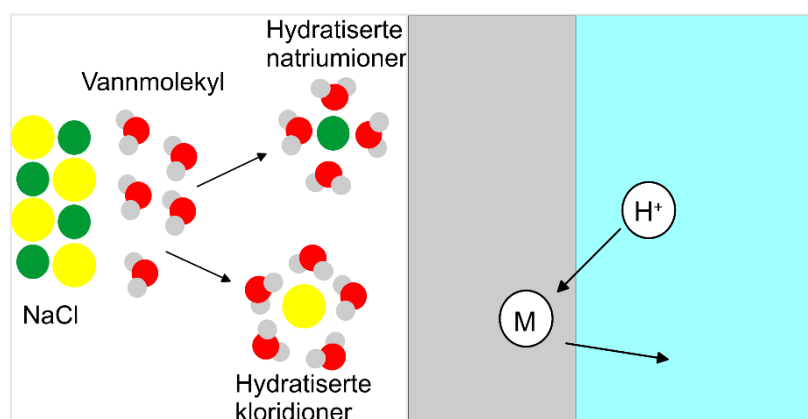
Nedbør inneholder naturlige oppløste gasser, som CO₂, og forurensning fra industri. Dette avspeiles som regel i grunnvannskjemien. For eksempel er høye nitratverdier en indikasjon på forurensning fra landbruk eller lekkasjer fra kloakkavløp eller septiktanker. Høye nitratkonsentrasjoner kan også skyldes innsig av overflatevann. Planter forbruker næringsalter fra porevannet i jordsmonnet, og nedbøren kan derfor ha høye nitratkonsentrasjoner som ikke finnes igjen i grunnvannet. Humus kan vaskes ut fra jordsmonnet, noe som kan føre til at overflatevann og grunt grunnvann får en brun farge (Banks et al., 1998a).

Hvis brønnen er boret for nært havet kan den suge inn sjøvann slik at grunnvannet får høye konsentrasjoner av sjøsalt. En annen kilde til salter i grunnvannet er fossilt sjøvann som ble liggende i sprekker og hulrom i berggrunnen ved landhevingen etter siste istid. Fra overliggende marin leire kan salter vaskes ut. En sammenligning av oppløste stoffer i fjellbrønner og løsmassebrønner for Trøndelagsfylkene viste at klorid mest sannsynlig ikke stammer fra berggrunnen, men fra en av årsakene nevnt over. Natrium kan også stamme fra oppløsning av mineraler som feltspat (Banks et al., 1997).

2.2.3 Vann – mineral reaksjoner

I en akvifer står vannet i kontakt med løsmasser eller berggrunn og reaksjoner mellom vann og mineraler kan ha stor påvirkning på grunnvannet. Vannmolekyler er dipoler som betyr at de har både en negativ del og en positiv del. Det kan derfor løse de fleste substanser ved lang nok virketid. De viktigste prosessene kan deles inn i oppløsning og hydratisering, hydrolyse og redoksreaksjoner. Bergartsdannende mineraler løses som regel inkongruent, noe som betyr at ikke hele mineralet løses og det dannes reststoff (Brattli, 2009).

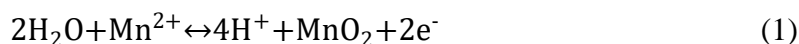
Uorganiske salter, som NaCl, løses ofte ved hydratisering. Det vil si at saltet bindes til vannmolekyler som trekker ionene fra hverandre, som illustrert i figur 2. Vann deltar ikke aktivt i hydratiseringsprosesser, i motsetning til hydrolyse hvor vann deltar aktivt i reaksjonen. Hvis mineraloverflaten har et ladningssjikt vil det trekke på vannmolekylene og binde vann til overflaten. H^+ er svært reaktivt og som illustrert i figur 2, vil det skje et ionebytte hvor vann går inn i krystallgitteret. Denne forstyrrelsen bryter mineralet ned. Løsningen blir basisk etter hvert som H^+ -ionene forbrukes (Brattli, 2009).



Figur 2: Til høyre illustreres oppløsning og hydratisering av NaCl. Modifisert etter Lokus (2017). Til høyre illustreres hydrolyse og ionebytte av H^+ . Illustrasjonen er modifisert etter Brattli (2009).

Når elektroner overføres fra et atom til et annet skjer det en redoksreaksjon. Ved oksidasjon frigis elektroner og danner oksider eller hydroksider. I grunnvann skjer slike prosesser ved

tilsetning av en oksidant, som O₂, til akviferen som inneholder reduserende agenter. Redokspotensialet, Eh, kontrollerer fordelingen av alle redoksliekevekter i vannet (Appelo og Postma, 2005). Ligning 1 og 2 er eksempler på slike likevekter. Ligning 1 viser oksidasjon av mangan til pyrolusitt ved at Mn²⁺ frigir to elektroner (Benjamin, 2015). Ligning 2 viser oksidasjon av jern til hematitt. Jern frigir elektroner til oksygenet slik at det kan reagere med Fe³⁺ og danne hematitt. Den motsatte reaksjonen er også en viktig kilde til oppløst jern i reduserende grunnvann (Brattli, 2009).



Eh i volt kan måles i felt og beskrives i delkapittel 2.3.1. Redokspotensialet kan også presenteres som elektronaktiviteten, pe. Dette kan ikke måles, men beregnes fra Eh ved hjelp av ligning 3 (Appelo og Postma, 2005).

$$\text{pe} = \frac{\text{Eh} \times \text{F}}{2,303 \times \text{R} \times \text{T}} \quad (3)$$

R = 8,3143 J/K/mol (gasskonstanten), F = 96487 C/mol (Faradays konstant). T = absolutt temperatur i Kelvin.

2.2.4 Jern og mangan

Jern er essensielt for alle levende organismer. Det inngår i oksygentransport, DNA-syntesen og elektrontransport (Postawa, 2013). Metallet er det vanligste i jorda, men det meste eksisterer i mantelen og i kjernen. I naturen finnes jern hovedsakelig i mange bergartsdannende mineraler, som for eksempel mørke silikater (Brattli, 2009). Magmatiske mineraler som amfiboler, pyroksener, magnetitt, olivin og pyritt er hovedkilden til jern i grunnvann. Nedbryting fører til at jern blir en bestanddel av sedimentære bergarter, hvor det ofte opptrer i form av oksider som hematitt, limonitt eller goethitt. Sideritter og pyritter er også en vanlig form i sedimentære bergarter (Postawa, 2013).

Mangan er viktig for produksjonen av B-vitaminer hos mennesker og dyr (Brattli, 2009). Manganet i jordskorpa er langt fra jevnt fordelt, og manganinnholdet i løsmasser kan derfor variere veldig (Goldschmidt og Muir, 1954). Ehrlich og Newman (2009) viser til Trost (1958) og Lawton (1955) som mener at stor opphopning av mangan forekommer i form av oksider, karbonater og silikater. Disse stammer ofte fra sekundære mineraler dannet ved utfelling av

mangan. Opptrer mangan som en mindre komponent i en bergart, er det som regel i bergarter med magmatisk opprinnelse, som pyroksener, amfiboler eller glimmer.

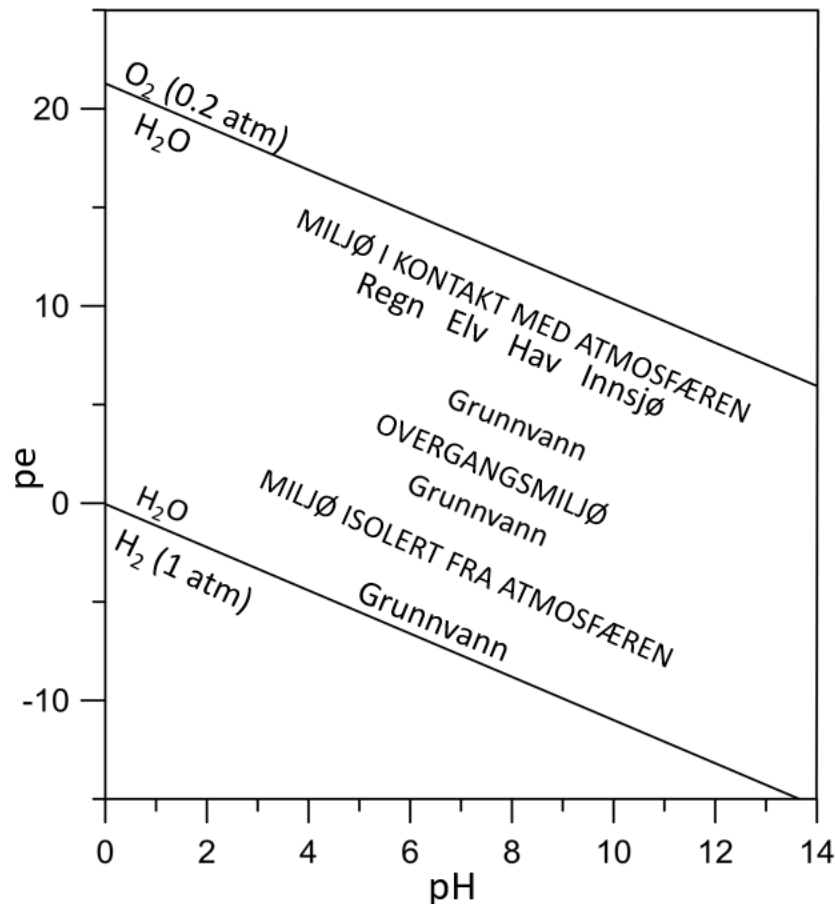
I en sammenligning av oppløste stoffer i grunnvann mellom fjellbrønner og løsmassebrønner fant Banks et al. (1997) at den høyeste mangankonsentrasjonen var i brønner som sto i bergartsgruppe 76. Det vil si grønnstein, grønnskifre, amfibolitt og meta-andesitt. For jern var det ikke mulig å identifisere et signifikant skille mellom bergartstype, men konsentrasjonen var svært lik i fjellbrønnene og løsmassebrønnene i Trøndelag.

Det finnes mange eksempler på viktige jern- og manganholdige mineraler. Et utvalg presenteres i følgende liste basert på Garmo (1995) og Kraus et al. (1959).

- **Goethitt, $\text{FeO}(\text{OH})$** , dannes ved oksidasjon av primære jernmineral, og kan opptre som en pseudomorf etter pyritt eller sideritt. Pseudomorfose betyr at et nytt mineral fyller ut hulrommet etter et annet mineral som for eksempel har blitt løst opp. Det nye mineralet får da krystallformen til det opprinnelige mineralet. Goethitt finnes ofte i sammenheng med pyritt, hematitt, magnetitt og sideritt. Lepidocrositt er en polymorf av goethitt. Det betyr at lepidocrositt har lik kjemisk sammensetning, men ulike fysiske egenskaper.
- **Oker** er en samlebetegnelse på en uspesifisert blanding av jernhydroksid og jernoksider, som for eksempel $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Fargen kan variere fra brun til gul. Limonitt kan gå under betegnelsen 'oker', og er en blanding av amorfe jernoksider.
- **Hematitt, Fe_2O_3** , er en pseudomorf etter kalsitt, sideritt, pyritt og magnetitt. Mineralet er vanlig i magmatiske og metamorfe bergarter, men finnes også i sedimentære bergarter hvor hematitt ofte er blandet med goethitt.
- **Manganitt, $\text{MnO}(\text{OH})$** , er en pseudomorf etter kalsitt, og endres lett til pyrolusitt. Manganitt knyttes ofte til hematitt, barytt, kalsitt, sideritt, pyrolusitt og andre manganmineral.
- **Pyrolusitt, MnO_2** , dannes ofte ved oksidasjon av andre manganmineraler og avsettes vanligvis i væskeform. Det kan derfor opptre i tynne spalter og riss. Mineralet finnes vanligvis med manganitt, manganomelan, hematitt, limonitt eller goethitt.
- **Rhodokrositt, MnCO_3** , er en pseudomorf av kalsitt og fluoritt. Mineralet knyttes til blyglans, sinkblende, pyritt, rhodonitt og manganomelan.

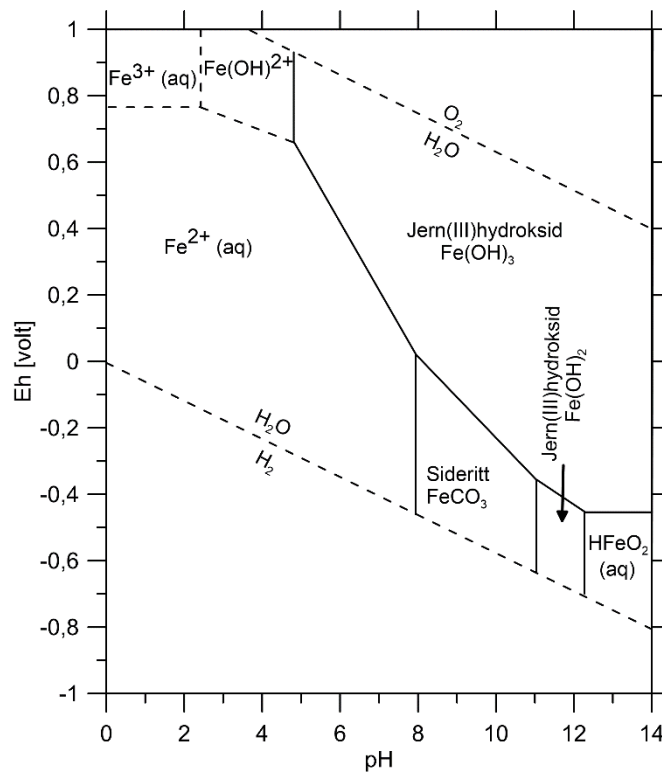
2.2.5 Jern og mangan i grunnvann

Ifølge Hiscock og Bense (2014) ligger de fleste grunnvann mellom pH 5.5 og 9.5, og Eh mellom -0.3 og 0.4 volt. Figur 3 illustrerer stabiliteten til naturlige vandige systemer og viser forholdet mellom redokspotensialet i pe og pH. Redokspotensialet er høyt for systemer som er i kontakt med atmosfæren, mens for isolerte miljø, som grunnvann, vil det være betraktelig lavere.



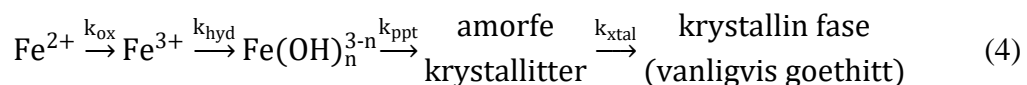
Figur 3: Stabilitetsforhold i naturlige vandige systemer. Modifisert etter Garrels og Christ (1965).

I vanlige grunnvann dominerer oksidasjonsformene Fe^{2+} og Mn^{2+} (Postawa, 2013). Ionene kan også eksistere i grunnvannet ved å danne kompleksbindinger til humus (Brattli, 2009). Hvis grunnvannet kommer i kontakt med luft oksideres Fe^{2+} til Fe^{3+} og felles ut (Postawa, 2013). Ellingsen (1992) beskriver slike utfellinger som brune. Ehrlich og Newman (2009) mener Fe^{3+} fortsatt kan være løselig i vann i kontakt med atmosfæren om vannet har en pH under 5. Dette stemmer med stabilitetsdiagrammet i figur 4. Slike diagram viser stabilitetsområdet til et element under bestemte betingelser.



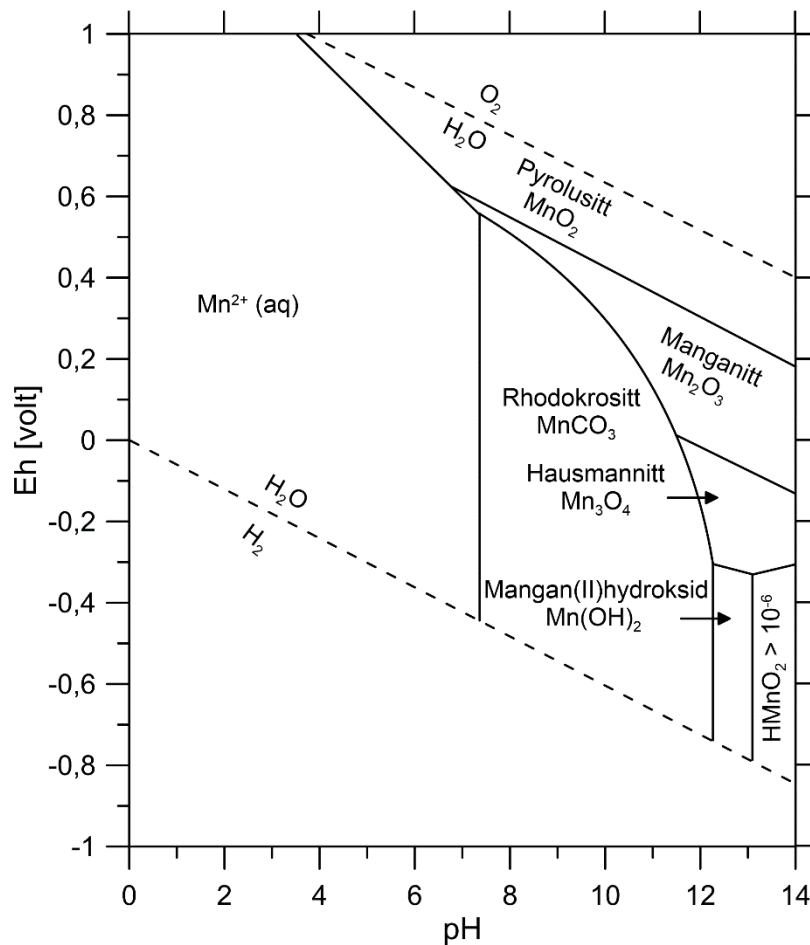
Figur 4: Diagrammet viser stabiliteten til jern i karbonholdig vann ved 25°C og 1 atmosfære (totaltrykk). Grensene mellom fast stoff og ion er funnet med en total aktivitet for løste stoffer = 10^{-6} . Totalt løst karbon = 10^{-2} . De stiplede linjene er grenser mellom felt dominert av de gitte ionene. Modifisert etter Garrels og Christ (1965).

I følgende avsnitt beskriver Grundl og Delwiche (1993), og referanser de viser til, utfellingsprosessen til jern i vann i kontakt med atmosfæren eller andre oksyderende agenter. Den generelle prosessen er som følger:



Denne prosessen er vanlig i blant annet pumpebrønner, kildevann som kommer til overflaten eller gruvedreneringer. Oksidasjonsraten (k_{ox}) styres av Fe^{2+} , hydroksylkonsentrasjonen (OH^-) og oksygenets partialtrykk. Videre forventes dannelsen av enkle metallhydrolyser (k_{hyd}) å gå svært raskt da det hovedsakelig er avhengig av at H_2O mister et H^+ -ion. Utfelling av Fe^{3+} (k_{ppt}) ved hydrolyse er initiert av dannelsen av små polymerer, det vil si kjedeformede molekyler, av jern(III) hydroksider. De små polymerne blir større, og danner til slutt fast stoff med kolloidstørrelse. Denne utfellingen resulterer i et fast stoff med varierende løselighet,

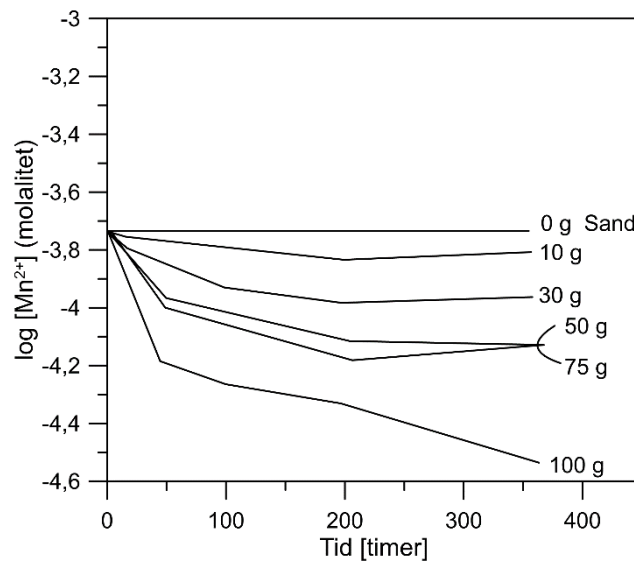
komposisjon og grad av krystallisasjon. Komposisjonsvariasjonen kommer av at det faste stoffet felles ut med andre metaller sammen med jernet. Videre krystallisasjon av den amorf utfellingen (k_{xtal}) foregår som regel sakte, og det kan ta flere måneder før alt er krystallisert.



Figur 5: Diagrammet viser stabilitetsforhold for mangan i vann ved 25°C og 1 atmosfære (totaltrykk). Totalt løst karbon = $10^{-1.4}$. Modifisert etter Garrels og Christ (1965).

I oksyderende miljø kan også mangan være mottakelig for utfelling ved oksidasjon (Goldschmidt og Muir, 1954), og Ellingsen (1992) beskriver utfellingene som svarte. Figur 5 viser at Mn^{2+} kan være løst selv med høyt redokspotensial og pH. Mangan oksideres ikke like raskt som jern, og man må ofte inkludere kjemisk oksidasjon i et vannrenseanlegg for at det skal felles ut (Postawa, 2013). I følge Crerar og Barnes (1974) skyldes dette en høy aktiveringsenergi hos Mn^{2+} . Det vil si at for at det skal skje en reaksjon behøves det tilstrekkelig med energi. Den minste mengden energi som behøves kalles aktiveringsenergi. Molekyl som har oppnådd enten like mye eller mer energi kan reagere og danne produkter. I tilfeller hvor aktiveringsenergien er så høy at reaktantene ikke danner produkter, kan en katalysator benyttes. Det er et stoff som øker reaksjonshastigheten ved å senke aktiveringsenergien uten å forbrukes

selv. På denne måten kan reaktantene lettere reagere (Benjamin, 2015). Crerar og Barnes (1974) henviser til to eksperimenter av Collins og Buol (1970), og Hem (1963, 1964), hvor kvartssand ble benyttet som en katalysator. Nesten alt manganet ble felt ut under oksiderende forhold med kvartssand til stede. Uten kvartssanden var utfellingen svært lav. Det ble også utført forsøk med sand bestående av kvarts, ortoklas og plagioklas. Hele 95% av Mn^{2+} feltes ut under oksyderende forhold med pH=8. Figur 6 illustrerer at jo mer feltspatsand tilstede, jo lavere blir konsentrasjonen av løst Mn^{2+} .



Figur 6: Grafen viser konsentrasjonen av løst Mn^{2+} kontra mengden feltspatsand i vannet. Bildet er modifisert etter en figur fra Crerar og Barnes (1974), som har basert grafen på data fra Hem (1963, 1964).

Bakterieinnholdet i vannet kan også påvirke utfellingshastigheten. Mikrobiell utfelling fester seg ofte lettere på overflaten enn kjemisk utfelling. Veksten av ulike bakteriearter krever riktig intervall av parametere som temperatur, pH og Eh. En del bakterier er avhengig av å ha oksygen tilstede for å leve, men det finnes unntak. Tilgang på vann er et absolutt krav for bakterieaktiviteten, og de fleste dør uten (Lindblad-Påsse, 1986).

Bakterier som påvirker likevekten til jern i vann kalles jernbakterier (Lindblad-Påsse, 1986). Videre viser Lindblad-Påsse (1986) til Ford (1980) som mener at jerninnholdet må være lavere enn 0,09 mg/L for å unngå mikrobiell utfelling. Eksempler på ulike bakterietyper som kan være aktuelle i grunnvannsbrønner presenteres i listen i under. Listen er basert på Ehrlich og Newman (2009) og Lindblad-Påsse (1986).

- *Gallionella ferruginea* lever i miljø der det finnes Fe^{2+} , uorganiske salter som ammonium, god karbonattilgang og lavt innhold av oksygen (0,1-1 mg O_2/L).

Gallionella kan leve med jern som energikilde, og trives best ved temperaturer mellom 8° - 16° C, pH mellom 6,0 – 7,6 og Eh fra +200 til + 350 mV.

- *Crenothrix polysporaer* kan opptre i grunnvann og finnes i brønner som tykk brunaktig masse. Det optimale voksemiljøet til organismen er fortsatt ukjent.
- *Thiobacillus prosperus* kan vokse i vann med opptil 6% NaCl (Huber og Stetter (1989) i Ehrlich og Newman (2009)).

Pseudomonas manganoxydans danner et protein som oksyderer Mn^{2+} uten forbruk av oksygen. Den optimale pH-en for reaksjonen er 7.0 (Jung og Schweisfurth (1979) i Ehrlich og Newman (2009)). Andre bakterier oksyderer mangan ved å bruke oksygen som siste elektronmottaker, og vil derfor skje hvor oksygen er tilstede. Oksidering av mangan uten bakterier skjer ved Eh > 500 mV, pH > 8 og en Mn^{2+} konsentrasjon større enn 0,01 ppm.

Noen mikrober forårsaker også oksidasjon ved å endre miljøet i vannet til en tilstand som oksiderer jern og mangan ved å øke pH eller Eh (Ehrlich og Newman, 2009).

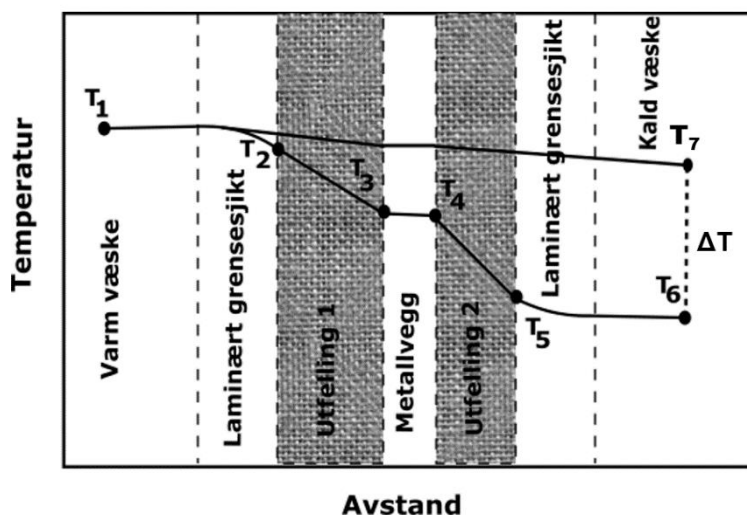
2.2.6 Jern- og manganproblematikk i grunnvarmesystemer

Hovedproblemet med høyt innhold av jern og mangan er utfelling som tetter pumpe, filter, rørsystem eller varmeveksler/fordamper. Utfellingen kan skje i kontakt med oksygen, bakterier eller ved endringer av parametere som pH, redokspotensial eller temperatur.

Kanskje det viktigste for å unngå jern- og manganutfelling er å unngå kontakt med oksygen. I returbrønnen må vannet reinjisere under grunnvannsnivået for å unngå at vannet får et fritt fall hvor det kan komme i kontakt med oksygen. Ligger grunnvannsspeilet dypt i brønnen kan et undertrykk oppstå i slangen slik at luft trenger inn. En strupe eller innsnevring i røret kan hindre dette. I tillegg må systemet være helt tett. Det vil si at alle ventiler og koplinger må være tette. I og rundt produksjonsbrønnen fluktuere vannoverflaten og en del av akviferen kommer periodevis i kontakt med luft. Det er forsøkt å unngå dette ved å tette brønnene med et hardt gjenskrudd lokk, men det har vist seg å ikke være effektivt nok (Lindblad-Påsse, 1986). I områder hvor det er svært problematisk å få systemet lufttett kan et lukket varmpumpesystem være løsningen (Banks, 2012).

I grunnvannet kan partialtrykket til CO_2 være høyere enn atmosfæretrykket. Ved oppumping av vannet kan CO_2 avgasses, noe som medfører en økning i pH. Denne endringen i vannkjemien kan føre til at karbonater og oksyhydroksider felles ut. Ved å ha et overtrykk i systemet på omtrent 0,5 bar over atmosfæretrykket kan dette unngås (Banks, 2012).

Det er stor risiko knyttet til vannsirkulasjon direkte gjennom fordampere i varmpumpa. Partikler eller utfelte mineraler kan tette rørsystemet, eller avsettes i fordampere (Banks, 2012). I følge Sondre Gjengedal, stipendiat ved IGP ved NTNU, (diskusjon i forbindelse med oppgaven 07.11.16) leveres selve varmpumpen som en enhet og det er som regel kostbart å gjøre endringer for å tilpasse vannkjemien. Ved å legge til en krets med en varmeveksler utenfor selve varmpumpeenheten strømmes ikke vannet gjennom fordampere. Den uavhengige varmeveksleren kan byttes eller renses uten å måtte kjøpe en ny varmpumpe (Banks, 2012). De utfelte lagene fører til en endring i varmeoverføringen. Dette kommer av at det utfelte laget ofte har lavere termisk konduktivitet enn metallet i varmeveksleren. Overflaten blir også ruere, og reduksjonen i tverrsnittsareal fører til at reynoldstallet øker for å få samme massestransport gjennom varmeveksleren. Det betyr at graden av turbulent strømming øker. Figur 7 viser temperaturforskjellen med og uten utfelling i varmeveksleren. Utfellingen fører til mye dårligere varmeoverføringsevne. Vannet nærmest utfellingen vil være tilnærmet stagnerende noe som reduserer temperaturen. Den turbulente strømmingen vil holde temperaturen relativt stabil da vannet bærer varmen fysisk og ikke gjennom konduktivitet. Det kommer tydelig frem i figuren at utfellingen fører til at det kreves høyere temperaturforskjeller mellom de to væskene. I tillegg til dårligere varmeoverføring, kan den begrensede strømmingen føre til et trykktap over varmeveksleren. Det fører til at hastigheten på vannet må øke, noe som fører til økt pumpeenergi og kostnader (Bott, 1995).



Figur 7: Temperaturfordeling i en varmeveksler med utfelling i begge væskene. Modifisert etter Bott (1995).

Hvilken type varmeveksler som benyttes har også vist seg å ha betydning for utfellingen. En rørvarmeveksler tåler tilsynelatende mer enn en platevarmeveksler, og man har hatt mindre utfellingsproblemer med denne typen (Banks, 2016). Strømningsraten har også betydning for

utfelling. Kontinuerlig drift med en strømningsrate større enn 0,3 m/s hindrer dannelse av biofilm av bakterier på overflaten, og gjør det dermed vanskeligere for jern og mangan å felle ut på overflatene i systemet (Lindblad-Påsse, 1986).

For å rense systemet for utfellinger må man vanligvis benytte seg av en sterk syre. Hvilket kjemikal man skal bruke er avhengig av kjemien til vannet, økonomi og mulige negative effekter. De vanligste syrene er blant annet saltsyre, svovelsyre eller fosforsyre. For å motvirke faren for korrosjon av jern og metalleder kan en korrosjonsinhibitor, som for eksempel teknisk gelatin, tilsettes i tillegg. Svovelsyre burde ikke benyttes dersom vannet inneholder mye kalsium da gips kan dannes. Hvis utfellingene består både av jern og bakterier, er det mest effektivt å først tilsette et oksiderende desinfeksjonsmiddel og deretter syre. Før det tilsettes kjemikalier for rensing bør de testes på vannprøver fra den aktuelle brønnen først. Ved innhold av bakterier som *Gallionella* er sjokk-klorering av vannet muligens nødvendig for å hindre at problemet kommer tilbake. Dette bør utføres med stor forsiktighet da klor kan bindes med organisk materiale og danne blant annet klorfenoler (Lindblad-Påsse, 1986). Pumpes restvann ut av akviferen etter sjokk-kloreringen vil dette mest sannsynlig ikke være et problem (David Banks, direktør for HolyMoor Consultancy Ltd, veiledning av masteroppgaven 11.04.17). Under prosessen kan Cl₂ felle ut jern og mangan. Desinfisering av vannet med for eksempel UV, før injisering, kan være en alternativ løsning for å hindre bakterievekst. For at dette skal fungere må turbiditeten være lav og jern- og manganforbindelser bør ikke kunne felle ut da bakterier kan skjule seg bak partiklene (Banks, 2016).

Vannkvaliteten kan være ulik i forskjellige lag i akviferen, og blandes disse kan de kjemiske likevektene forskyves og føre til utfelling. Hvor filteret plasseres burde derfor evalueres ut i fra vannkvaliteten i tillegg til vanntilgangen. Returbrønnen kan ha noe ulik vannkvalitet da vannet kan endre seg gjennom systemet. Vannkjemien i begge brønnene bør derfor kontrolleres. Jevnlig prøvetaking under drift er også viktig for å se etter endringer som kan påvirke utfelling eller korrosjon. En kran som gjør det lett å prøveta vannet i ledningssystemet er anbefalt. Et lett avtagbart rør kan også benyttes for å enkelt oppdage utfellinger tidlig, og det vil være lett å få prøver av utfellingen (Lindblad-Påsse, 1986).

2.2.7 Korrosjon i grunnvarmeanlegg

Korrosjonsproblemer og utfellingsproblemer går ofte hånd i hånd. Systemer med metallrør eller bunnfilter av metall kan korroderes og frigi metallioner i vannet. Disse kan senere felles ut, og systemet ødelegges et annet sted. Utfellinger kan også gjøre miljøet bedre egnet for anaerobe

mikroorganismer, som sulfatreduserende bakterier, som igjen danner korrosive elementer (Lindblad-Påsse, 1986). Grenseverdiene satt av Drikkevannsforskriften (2002) for parametere som bidrar til korrosjon finnes i tabell 1.

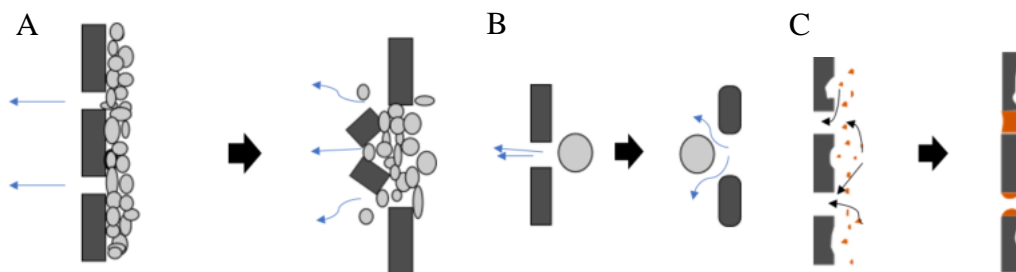
Drivkraften bak korrosjon er forskjellen i fri energi mellom metallet og korrosjonsproduktene. Har metallet et høyere nivå av fri energi enn korrosjonsproduktene vil korrosjon forekomme. Inneholder vannet salt vil saltet fungere som en elektrolytt og en elektrokjemisk reaksjon vil finne sted. Korrosjonen kan virke fortynnende og føre til generell svekkelse av konstruksjonen. Det kan også skje på et begrenset område, og kalles da gropkorrosjon (Andersson og International Energy, 1992). For en mer utfyllende forklaring av de ulike korrosjonstypene kan dette studeres i Ahmed et al. (2014).

Miljøet rundt metalloverflaten kontrollerer korrosjonsraten, og vannkjemien spiller derfor en viktig rolle. De viktigste faktorene presenteres i følgende liste basert på Ahmed et al. (2014) og Andersson og International Energy (1992):

- **Løste ioner:** Generelt øker korrosjonsraten med saliniteten til vannet, noe som øker ledningsevnen og strømovertøringen mellom fôringsrøret og løsmassene. Anoder og katoder kan da fungere over store avstander og øker sjansen for korrosjon. Andre ioner, som bikarbonat, karbonat og hydroksid, danner et beskyttende lag som senker korrosjonsraten.
- **Oksygen:** Mengden løst oksygen har stor betydning for korrosjon av karbonstål. Ved lavt innhold blir korrosjonshastigheten mye lavere.
- **Karbondioksid:** CO₂ løses i vann og danner karbonsyre. Dette kan føre til at pH senkes til under 6 hvor et syreangrep kan forekomme.
- **Hydrogensulfid (H₂S):** Vann som inneholder løst hydrogensulfid er nesten alltid korrosivt for jernlegeringer (Myer et al. (1958) i Andersson og International Energy (1992)). Ifølge Ellingsen (1992) er kjennetegnet på hydrogensulfid lukten av råtne egg, og indikerer reduserende forhold.
- **Strømningsraten** påvirker korrosjonsraten både elektrokjemisk eller ved erosjon. Sistnevnte skjer ved høy hastighet. Beskyttende lag på metalloverflaten fjernes ved avskrapning på grunn av partikler. I stagnerende vann er korrosjonsraten som regel lav, men gropkorrosjon kan forekomme. Elektrokjemisk korrosjon økes ved økt hastighet da det øker tilførselen av reduktanter.

- **pH:** Den høye H^+ -konsentrasjonen ved lav pH øker korrosjonshastigheten for de fleste metaller. Ved $pH < 5$ løses eventuelle oksid – og hydroksidlag som kan beskytte metalloverflaten. Disse lagene dannes derimot ved $pH > 5$, og senker korrosjonsraten.
- **Temperatur:** En økning i temperatur øker som regel korrosjonsraten i system hvor oksygen ikke kan unnsnippe. På den andre siden vil høye temperaturer gjøre løseligheten til oksygen lavere, som igjen senker korrosjonshastigheten.

Korrosjon i filterrør og pumper er svært vanlig (Andersson og International Energy, 1992). I filterrøret skjer det i form av utviding av slisseåpningene slik at filtermaterialet kan passere, igjentetting av slisseåpningene eller kollaps av filterrøret (Andersson et al., 1984). Disse formene for korrosjon illustreres i figur 8.



Figur 8: Illustrasjon av mulige konsekvenser ved korrosjon av filterrør. A) Kollaps av filterrør. B) Utviding av slisseåpningene. C) Igjentetting av slisseåpningene. Modifisert etter Andersson et al. (1984).

For å unngå korrosjon i brønnen er bruk av rustfritt stål effektivt. Likevel kan det beskyttende laget på den rustfrie overflaten skades. Inneholder vannet halider, spesielt klor, er det stor sannsynlighet for at groppkorrosjon forekommer. I slike situasjoner bør rustfritt stål med legering benyttes. Molybden -, krom-, og nikkellegeringer har vist seg å øke motstanden mot groppkorrosjon (Driscoll (1986) i Andersson og International Energy (1992)).

2.2.8 Fysisk-kjemiske parametere

Flere parametere har betydning for kjemisk komposisjon og eventuelle problemer vannet kan skape. Som nevnt i delkapittel 2.2.3 styrer redokspotensialet redokslievektene, mens pH styrer fordelingen av alle syre – og baselikevekter. I fjellbrønner, spesielt i basiske bergarter som grønnstein eller kalkstein, er ofte pH nøytral til svakt alkalisk, det vil si 7 – 8. Har grunnvannet lang oppholdstid i grunnen vil flere vann – mineral reaksjoner oppstå, noe som hever pH. I løsmasser er pH ofte litt lavere på grunn av kortere oppholdstid og dermed færre vann – mineral reaksjoner. Problemet med lav pH i vann er at uønskede metaller, som jern og mangan, er løselig ved lav pH (Banks et al., 1998a). I marin leire kan, ifølge Hilmo (1989) i Banks et al. (1998b),

porevannet i leira bestå av en Na – HCO₃ – Cl komposisjon. Utlekking av porevannet til grunnvannet vil føre til høy pH.

Alkaliteten beskriver løsnings bufferkapasitet, det vil si løsnings evne til å motstå endring i pH, og er summen av HCO₃⁻, CO₃²⁻ og OH⁻. Ifølge David Banks, direktør for HolyMoor Consultancy Ltd (epostkorrespondanse 28.03.17) er høy alkalitet større enn 4 – 5 meq/l. En høy alkalitet gir korrosjonsbeskyttelse på jernrør ved at det dannes et belegg av FeCO₃. Det hindrer også store svingninger i pH som igjen stopper utlekking av tungmetaller (Brattli, 2009).

Elektrisk ledningsevne gir en indikasjon på mengden løste uorganiske stoffer. Størrelsen er avhengig av temperatur og målingene bør derfor utføres ved tilnærmet samme temperatur (Brattli, 2009). Norske overflatevann har ofte en ledningsevne under 5 mS/m (Klart Vann, 2016). Fargetallet er et mål på fargen til vannet. En høy verdi kan føre til avleiring i ledningsnett. Fargen skyldes ofte et høyt humusinnhold eller jern- og manganforbindelser med humus (Brattli, 2009).

Igjentetting av utstyr, og kanskje spesielt returbrønner, kan skyldes høyt innhold av partikler. Mengden partikler kan måles med både turbiditet og totalt suspendert stoff (TSS). Ifølge Brattli (2009) gir turbiditet et uttrykk for uklarheter i vannet som følge av blant annet silt, leire og suspendert jern, og er mengden lys som forplanter seg gjennom vannet. Suspendert stoff er mengden mineralpartikler, rust, silt, leire eller sand i mg/l (Banks, 2016). Hvis slaminnholdet reduseres etter noen få dager med pumping, skyldes det mest sannsynlig boringen. Hvis ikke kan det skyldes at grunnvannsstrømmen trekker med seg leire eller breslam lagret i løsmassene (Ellingsen, 1992). Vannet som reinjiseres bør inneholde mindre enn 1 mg/l suspendert stoff da mindre enn 2 mg/l har ført til tilstopping tidligere. Vannet kan behandles før injisering med flokkulering, avsetning og filtrering, men dette eksponerer vannet for luft eller andre kjemikalier. Et filter fjerner de grovere partiklene, og må byttes eller vaskes jevnlig. For å fjerne partikulær tilstopping av brønnfilter og akvifer kan pumping fra injeksjonsbrønnen være effektivt (Banks, 2016).

I Drikkevannsforskriften (2002) finnes grenseverdier for ulike parametere i drikkevann. Et utvalg av parametere som har betydning for vannkvalitet, korrosjon og utfelling presenteres i tabell 1. Siden de er satt for drikkevann er de nødvendigvis ikke like relevante for grunnvarmesystemer. Ifølge Lindblad-Påsse (1986) er det også viktig å huske at slike grenseverdier kan gi falsk trygghet da vannkjemien endres når vannet pumpes ut fra akviferen,

og utfellinger og korrosjon kan forekomme selv om konsentrasjonen ligger under grenseverdien.

Tabell 1: Grenseverdier for fysiske parametere, kation og anion i drikkevann. Hentet fra Drikkevannsforskriften (2002).

	Parametere	Grenseverdier	Kommentar
Fysiske	pH	6,5-9,5	Vannet skal ikke være korrosivt.
	Fargetall	20 mg/L Pt	
	Konduktivitet	250 mS/m ved 25°C	Vannet skal ikke være korrosivt.
	Turbiditet	1 NTU	
Kation	Ammonium	0,5 mg/l N	
	Jern	0,2 mg/l Fe	
	Mangan	0,05 mg/l Mn	
Anion	Fluorid	1,5 mg/l F	
	Klorid	200 mg/l Cl	Vannet skal ikke være korrosivt.
	Nitrat	44 mg/l NO ₃ ⁻	
	Sulfat	100 mg/l SO ₄ ²⁻	Vannet skal ikke være korrosivt.

2.3 Prøvetaking og analyse av grunnvann

Delkapittelet beskriver teori bak prosedyre for feltmålinger og prøvetaking, samt analysemetoder benyttet i oppgaven. Her beskrives kun de analysene som forfatteren var til stede på. I vedlegg A finnes en kort beskrivelse av standardene benyttet av Analysesenteret i Trondheim som har analysert de andre parameterne i oppgaven.

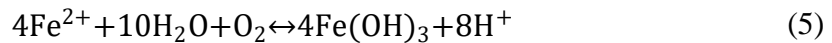
2.3.1 Feltnmålinger

En rekke parametere bør undersøkes i felt da de er ustabile og kan endres ved oppbevaring og transport til laboratoriet. Det gir også informasjon umiddelbart og man får et inntrykk av tilstanden i akviferen. På den andre siden er det viktig å huske at feltnmålingene kan være unøyaktige med mindre kontroll enn i et laboratorium. De parameterne som bør undersøkes i felt er som følger (Misstear et al., 2007):

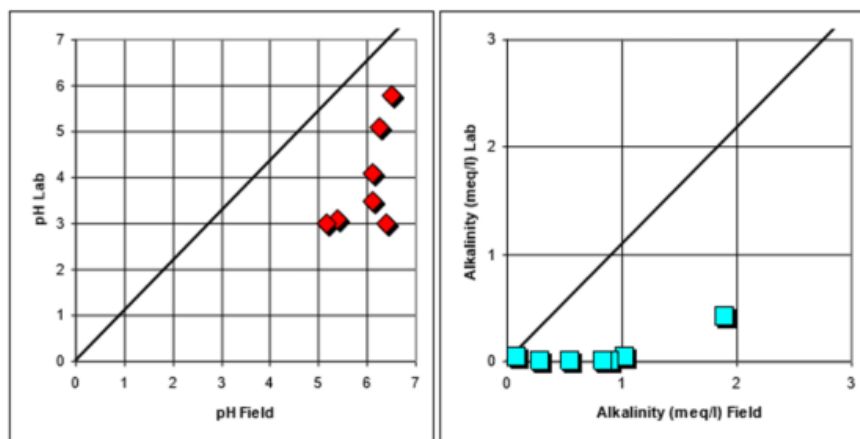
- pH
- Temperatur
- Elektrisk konduktivitet, EC
- Løst oksygen, DO
- Alkalitet
- Redokspotensialet, Eh

Temperatur, DO og Eh bør utføres i en gjennomstrømningscelle for å unngå kontakt med luft. Feltnmålingene av pH og alkalitet i jernholdig grunnvann kan være riktigere for tilstanden i akviferen enn laboratoriemålingene. I figur 9 er det tydelig at verdiene målt i lab er konsekvent

lavere enn feltmålingene. Dette skyldes hydrolyse og oksidasjon av jern ved lagring av vannprøvene. Ligning 5 viser prosessen (Banks, 2015):



Avgassing av CO₂ mellom felt og lab kan også forekomme. Da forbrukes H⁺, og pH vil øke. Gode feltmålinger er den beste måten å unngå endringer i den kjemiske komposisjonen (Appelo og Postma, 2005). Ved å ta tre duplikatmålinger av alkalitet i felt, hvor et snitt av disse presenteres vil bedre resultatene (Jæger, 2010).



Figur 9: Grafene viser pH og alkalitet, målt i felt og i lab, fra gruva Sheephouse Wood, South Yorkshire. Verdiene målt i lab er lavere enn verdiene målt i felt. Vannet var svært jernholdig. Hentet fra Banks (2015).

Det kan være vanskelig å få entydige målinger av Eh i felt, og man kan få store forskjeller mellom målt Eh og beregnet Eh. Potensialet måles med en platinaelektrode og en referanseelektrode med kjent potensial. Målevanskene skyldes mangelen på likevekt mellom ulike redokspar i vannet, og analytiske problem ved bruk av en platinaelektroden. For eksempel påvirkes ikke platinaelektroden av O₂ – konsentrasjonen og gir feil i analysen. I anoksiske vann rikt på Fe²⁺, kan FeOOH felles ut på elektroden fordi O₂ absorberes på elektrodeoverflaten. Eh-målinger bør derfor brukes med forsiktighet (Appelo og Postma, 2005). Mengden løst oksygen kan være en god indikator på om miljøet er reduserende eller oksyderende. Parameteren måles med en elektrode og gir mengden løst oksygen i mg/l (Misstear et al., 2007). Tabell 2 er et lite utdrag fra Rounds et al. (2013) og gir en oversikt over mengden løst oksygen som forventes ved ulike temperaturer ved 1 atmosfære.

Tabell 2: Mengden løst oksygen i mg/l ved 1 atmosfære. Verdiene er hentet fra Rounds et al. (2013)

Temperatur [°C]	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30
Løst oksygen [mg/l]	14,6	13,8	13,1	12,4	11,8	11,3	10,8	10,3	9,8	9,4	9,1	8,7	8,4	8,1	7,8	7,5

2.3.2 Prøvetaking

Vannet som står i brønnen kan ha stått der lenge, og representerer ikke nødvendigvis de faktiske forholdene i akviferen. Det er derfor viktig å pumpe ut det stillestående vannet. Pumperaten bør holdes så lav som praktisk mulig for å unngå turbulens og forstyrrelser i bunnsedimentene. Det finnes flere tommelfingerregler for hvor mye som må pumpes ut. Vannet kan pumpes ut til parametere som ledningsevne og temperatur er stabile. Eventuelt kan omtrent tre til seks brønnvolum pumpes ut før prøvetaking (Misstear et al., 2007).

Prøvene bør tas på polyetylenflasker eller lignende da de i svært liten grad påvirker de uorganiske parameterne. To store prøver bør tas for å bestemme pH, ledningsevne, alkalitet, fargetall, turbiditet/suspendert stoff. Til kation – og anionprøven er 100 ml til hver nok (Misstear et al., 2007). Flaskene skal renses i vannet som prøvetas. For å unngå bakterievekst, oksidasjon, utfelling og adsorpsjon bør kationprøven surgjøres. 0,7 ml av 65% HNO₃ per 100 ml prøve er vanligvis tilstrekkelig (Appelo og Postma, 2005). Surgjøringen kan føre til at partikler og kolloider i vannet løses og endrer konsentrasjonen til metallene. Vannet filtreres derfor via en sprøyte og et 0.45 µm filter før forsuringen. Flasken skal vaskes to ganger med filtrert vann i tillegg før den fylles. I jern- og manganrikt vann kan metallet danne kolloidale fnokker ved kontakt med luft som filtreres vekk (Misstear et al., 2007). Jæger (2010) nevner også feilkilder som ionebytte og adsorpsjon i filteret, samt utlekking av stoffer fra filteret. Filtrering kan derfor ekskludere en del av stoffet som skal bestemmes. En ufiltrert og forsuret kationprøve bør derfor også analyseres i tillegg til den filtrerte og forsured. Resultatet fra den ufiltrerte prøven vil være den totale mengden av kationet i vannet, og differansen mellom den filtrerte og ufiltrerte prøven er det kolloidale innholdet av kationet i vannet (Misstear et al., 2007). Ved ICP-MS – analyser, som beskrives i delkapittel 2.3.5, stilles det store krav til renslighet da denne analysen er svært nøyaktig. Latex-hansker skal benyttes under prøvetaking, og man må være ekstra nøye med å ikke ta inne i prøveflasken/korken eller på spissen av filteret eller sprøyten (Jæger, 2010).

Som nevnt i delkapittel 2.2.5 kan jern og mangan felles ut ved kontakt med oksygen. I situasjoner hvor vannet inneholder svært mye jern og mangan er det derfor viktig å unngå kontakt med luft. Om nødvendig kan man da benytte en metode som kalles 'On-Line'. Vannet som pumpes opp går rett inn i en slange ned i tre forseglede glass. De er koblet i serie og lokkene er koblet til prober slik at man kan utføre feltnmålinger uten å bryte forseglingen. Vannet strømmer gjennom systemet i flere minutter for å forsikre at glassene er helt fulle.

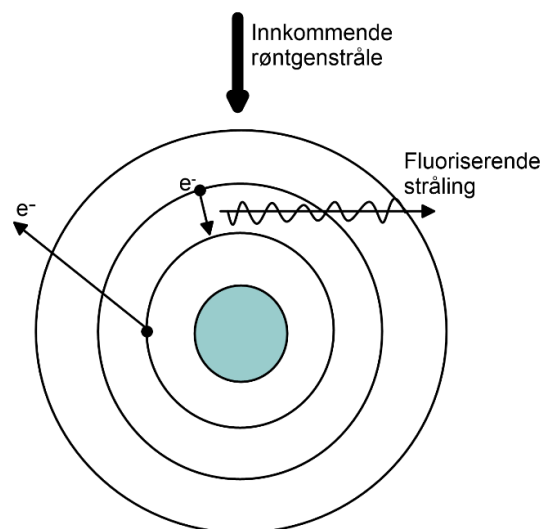
Instrumentene overvåkes til parameterne er stabile. Hvis man ønsker å unngå trykkendring og avgassing må man ha en spesialrigg som holder trykket stabilt (Brassington, 2007).

Det er viktig at prøvene oppbevares kjølig og mørkt ved omtrent 4°C både ute i felt og i laboratoriet før analyser (Misstear et al., 2007). De bør ikke fryses da emballasjen kan sprekke og føre til endringer i grunnvannskjemien. Blant annet jern kan da felles ut fra vannprøven (Jæger, 2010).

Som en kvalitetssikring av prøvetaking, transport, lagring og analyser bør blankprøver, duplikater eller referanseprøver også sendes til laboratoriet. En blankprøve består av avionisert vann. Man burde følge samme prosedyre med vasking av prøveflaskene, filtrering og syresetting som for de vanlige prøvene. På grunn av den høye følsomheten til ICP – MS analyser vil også avionisert vann inneholde spor av ioner (Misstear et al., 2007).

2.3.3 XRF

XRF er en ikke-destruktiv metode for å analysere bergarter, mineraler, sedimenter og fluider. Atomene i prøven utsettes for røntgenstråling som har høy energi og kort bølgelengde. Strålingen gjør at et indre elektron løsner og et elektron fra et ytre skall tar plassen. Dette frigjør energi i form av foton. Prinsippet illustreres i figur 10. Hvert element sender ut spesifikke foton, og XRF kan dermed benyttes til å bestemme mengden av elementene til stede i prøven (Nesse, 1991).



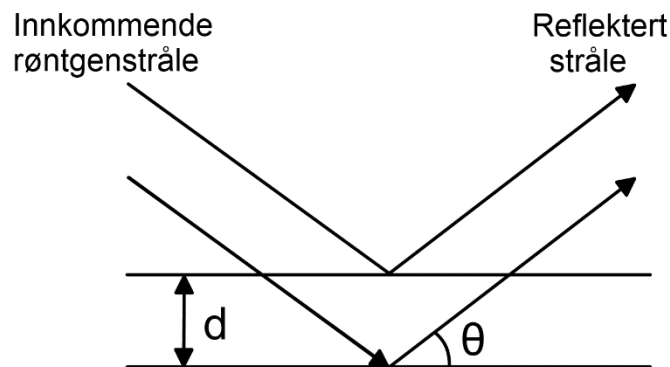
Figur 10: Prinsippskisse av XRF – analyse. Modifisert etter Nesse (1991).

For å kunne si hvor mye det er av hvert element må rådataen kvantifiseres. Dette gjøres ved å benytte prøver med kjent konsentrasjon av de elementene man er interessert i. Deretter lages en kalibreringskurve som relaterer høyden på toppene i rådataen med mengde. For at dataen skal

kunne kvantifiseres må det eksistere prøver med kjent konsentrasjon, og det må være riktig type prøve. Skal man analysere en metallprøve kan man ikke benytte en kjent jordprøve i kalibreringen. Hvis det ikke er mulig å kvantifisere prøven, men man ønsker informasjon om den relative konsentrasjonen, kan prøven semi-kvantifiseres. Da beregnes arealet under toppen til de ulike fotonene (Bruker, 2017).

2.3.4 XRD

Krystalline mineraler har 3D diffraksjonsgitter med et unikt sett med gitterplanavstander. Dette utnyttes for å identifisere mineralene i en prøve. Det sendes en monokromatisk røntgenstråle kontinuerlig fra ulike vinkler. Ved vinkler som korresponderer med gitterplanavstanden, spaltes strålen og reflekteres. Dette illustreres i figur 11. Man får da et diffraksjonsdiagram hvor de ulike refleksjonsvinklene plottes mot intensiteten av den reflekterte strålen. Grafen får topper der vinkelen har korrespondert med planavstanden. Ved hjelp av Bragg's lov (6) kan planavstanden beregnes, og dermed mineralet identifiseres. Er materialet amorf, vil si at det ikke har en krystallstruktur, vil det ikke kunne reflektere røntgenstrålen og dermed ikke indentifiseres (Nesse, 1991).



Figur 11: Prinsippskisse av XRD for å forklare Braggs lov. Modifisert etter Nesse (1991).

$$n\lambda = 2d \sin \theta \quad (6)$$

n – heltall

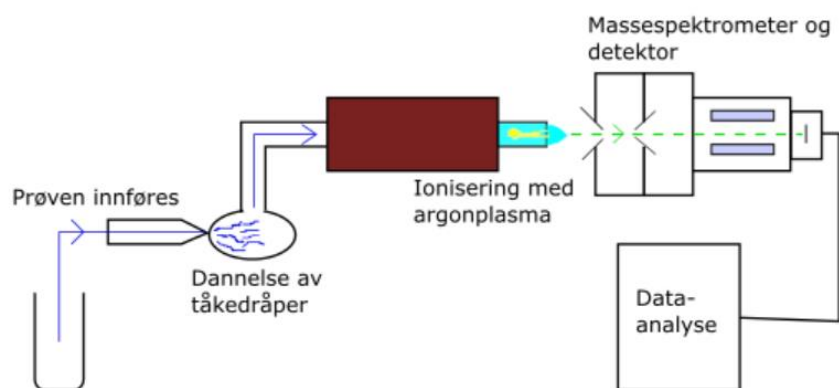
λ – bølgelengden til røntgenstrålen

d – avstand mellom to plan i krystallgitteret

θ – vinkel for den utsendte strålen

2.3.5 ICP-MS

Instrumentet måler de fleste elementene i periodesystemet med en deteksjonsgrense ved eller lavere enn ppt. Prøven føres inn i argonplasma som tåkedråper. Plasmaet tørker tåkedråpene og dissosierer molekylene. Deretter fjernes et elektron fra komponentene og det dannes ioner. Ionene føres inn i et massespektrometer som bestemmer hvilket ion som får passere basert på masse- og ladningsraten. Etter massespektrometeret treffer ionet en elektronmultiplikator som frigjør en mengde elektroner som økes til en målbar puls (Thomas, 2001). For å vite hvilket element pulsen representerer sammenlignes den med kalibreringskurver. Disse dannes ved å analysere seks kjente løsninger med økende konsentrasjon. Kurven skal være lineær, og må rettes på ved å fjerne avvik fra linjen. Deretter testes en blankprøve. Hvert element sjekkes tre ganger og et snitt fra disse målingene rapporteres. De kjente løsningene testes igjen mellom hver analyse for å sjekke om det har skjedd noen endringer i maskinen underveis (Laurentius Tjihuis, overingeniør ved IGP ved NTNU. Samtale i forbindelse med ICP – MS analyse, 28.10.16)



Figur 12: Skjematisk skisse av komponentene i en ICP-MS-analyse. Modifisert etter The University of Manchester (2017).

2.4 Kontroll og presentasjon av vannanalysen

Etter prøvetaking og analyse er det viktig å kontrollere om dataene er «riktige». Det er typisk to typer usikkerhet knyttet til kjemiske analyser. Den første er presisjonen som viser til tilfeldige fluktuasjoner i prosedyren. Presisjonen kan beregnes fra flere analyser av den samme prøven. Den andre feilen er nøyaktighet, og reflekterer systematiske feil som skyldes feil i prosedyren eller forstyrrelser under analysen. Dette kan undersøkes ved å analysere en referanseprøve eller en sammenligning mellom laboratorier. For hovedionene kan man få et visst inntrykk av

nøyaktigheten ved hjelp av ionebalansen, IBE, i ligning 7 siden summen av kation og anion bør være like (Appelo og Postma, 2005).

$$\text{IBE} = \frac{\sum \text{kationer} - |\sum \text{anioner}|}{\sum \text{kationer} + |\sum \text{anioner}|} \times 100\% < \pm 5\% \quad (7)$$

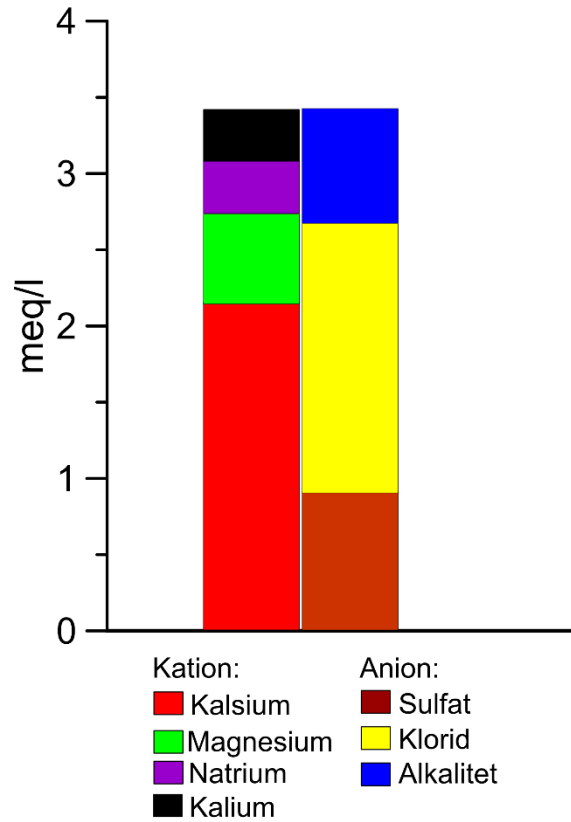
$$\frac{\text{meq}}{\text{l}} = \frac{\frac{\text{mg}}{\text{l}}}{\frac{\text{g}}{\text{mol}}} \times \text{ladning} \quad (8)$$

Det er vanlig å summere hovedionene Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} og NO_3^- . Er alkaliteten målt brukes ofte den istedenfor HCO_3^- . I noen tilfeller kan andre kation eller anioner, som Fe^{2+} , F^- og NH_4^+ , være viktige og blir derfor ofte tatt med i ionebalanseberegningen. Kationene og anionene uttrykkes som meq/l, som regnes fra målt konsentrasjon, molarmasse og ladning som vist i ligning 8. Noe avvik i balansen forventes, men er det større enn $\pm 5\%$ bør prøvetakingen og analysen undersøkes (Appelo og Postma, 2005). Et histogram hvor anion- og kationinnholdet plottes hver for seg i to stolper kan også illustrere usikkerheten i vannanalysen. I figur 13 vises et eksempel på et slikt histogram. De ulike hovedionene stables oppå hverandre og representeres med hver sin farge. Ved en fullstendig vannanalyse bør stolpene være like. Ujevnheter vises ved ulik høyde av de to stolpene. Som nevnt kan det skyldes at andre ioner dominerer mer enn det som forventes.

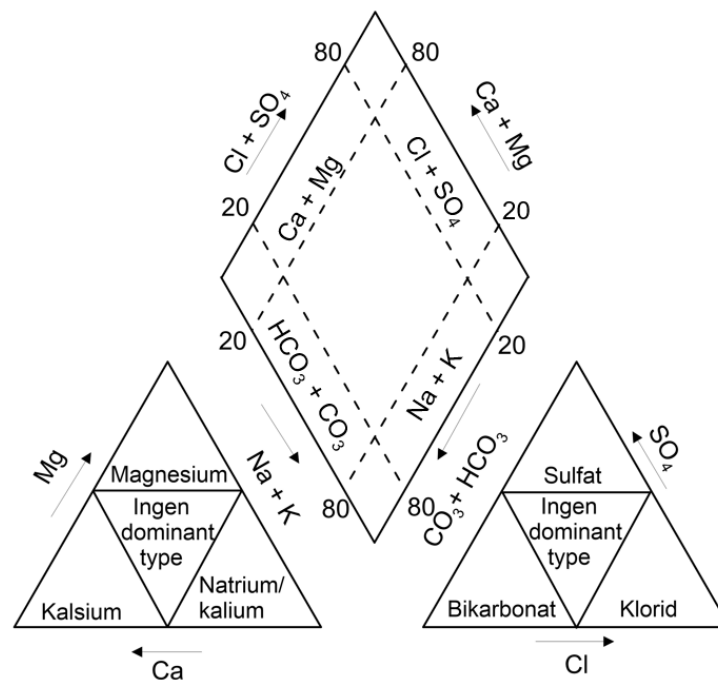
I grunnvann dominerer som regel kationene $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, Ca^{2+} og Mg^{2+} og anionene $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ (alkaliteten), SO_4^{2-} og Cl^- . Ved å gruppere Na^+ og K^+ , og HCO_3^- og CO_3^{2-} kan anionene og kationene fremstilles i hvert sitt trekantdiagram. Kationene og anionene normaliseres til 100 % meq/l hver. Hvert hjørne i trekantene representerer 100 % konsentrasjon av et av de tre elementene. Kationkonsentrasjonen plottes som et punkt i venstre trekant, og anionene i høyre. Disse to punktene projiseres deretter over i et diamantformet diagram. Skjæringspunktet mellom de to linjene danner punktet som angir vannets kjemiske sammensetning. Dette diagrammet kalles et Piperdiagram og illustreres i figur 14. Fra dette diagrammet kan grunnvannets kjemiske komposisjon bestemmes (Fetter, 2001). Ifølge Banks et al. (1998a) faller de fleste norske grunnvann fra løsmasser innen en av to typer:

1. Na - Cl grunnvann. Denne vanntypen regnes for å være umodent vann som fortsatt domineres av sjøsalt fra nedbør.

2. $\text{Ca} - \text{HCO}_3^-$ grunnvann regnes for å være mer modent da vannet har fått tid til å reagere med de omkringliggende massene. Ioneinnholdet stammer sannsynligvis fra oppløsning av kalkspat.



Figur 13: Eksempel på histogram. Modifisert etter Brattli (2009).



Figur 14: Piperdiagram for klassifisering av grunnvann. Modifisert etter Fetter (2001).

2.5 Grunnvannsmodellering med PHREEQC

PHREEQC versjon 3 er et program skrevet i programmeringsspråkene C og C++, og utfører geokjemiske beregninger for vandige løsninger. Resultater fra vannkjemiske undersøkelser danner utgangspunktet i simuleringene. Med dem kan programmet gi en indikasjon på tilstanden i en akvifer, hva som kan skje om ulike betingelser forandres eller om vann med ulik kjemisk sammensetning blandes (Parkhurst og Appelo, 2013). Det kan finnes kinetiske begrensninger som gjør at modelleringsresultatene ikke nødvendigvis representerer virkeligheten. Programmet kan likevel benyttes som et undersøkelsesverktøy (David Banks, direktør for HolyMoor Consultancy Ltd. Personlig samtale i forbindelse med veiledning av masteroppgaven 01.03.17).

2.5.1 Hovedprinsipper og ligninger

Om ikke annet er spesifisert benyttes Appelo og Postma (2005) og Benjamin (2015) som kilder for dette delkapittelet.

Modelleringen starter med en kjent masse av vann. Denne løsningen kan reagere med gassfaser, faststoff eller andre løsninger. Fra vannanalysen kan informasjon som pH, pe, alkalitet, temperatur og konsentrasjonen til ulike stoffer legges inn i PHREEQC. Til simuleringene benytter programmet termodynamiske data og likevektskonstanter som finnes i databasen. Dette produserer en utdatafil som hovedsakelig inneholder:

1. Løsningens komposisjon: Molalitet (c) og antall mol (n) for hvert element. Dette er en kontroll av inndataene.
2. Beskrivelse av løsningen: Viser de generelle parameterne beregnet for løsningen. Består av elektrisk konduktivitet, tetthet, ionestyrke (μ), total karbon, totalt CO_2 og ionebalansen.
3. Fordeling av komponenter: Molalitet, aktivitet (a), aktivitetskoeffisienten (γ) og molart volum av alle komponentene. I tillegg angis den totale molaliteten for hvert oksidasjonsnivå til et element.
4. Metningsindeks: Viser relasjonene til væske – og fastfase for ulike mineralfaser. Ioneaktivitetsproduktet (IAP), likevektskonstanten (K) og metningsindeksen (SI) for utvalgte faser beregnes. Hvilke faser som tas med i modelleringen er avhengig av databasen som benyttes.

PHREEQC benytter seg av ulike databaser som inneholder informasjon og definisjoner på ulike kjemiske komponenter, elementer, komplekser, minerals løselighet og mye mer. Dette benyttes

i beregningene av utdatafilen. Massevirkningsloven spiller en viktig rolle når det kommer til likevekt i vann. For enhver reaksjon $aA + bB = cC + dD$ er fordelingen av komponentene ved likevekt gitt av:

$$\frac{\{C\}^c\{D\}^d}{\{A\}^a\{B\}^b} |_{eq} = K \quad (9)$$

K er likevektskonstanten hvor kvantitetene i krøllparentesene er aktiviteten til komponentene. Aktiviteten er et mål på den effektive konsentrasjonen som indikerer hvordan et ion vil oppføre seg i en uendelig fortynnet løsning hvor det ikke skjer noen interaksjoner med andre ion. Aktiviteten for alle tilstandsformer (gass, løselig, solid) uttrykkes som en fraksjon relativ til en standard tilstand. Aktiviteten relateres til molal konsentrasjon og aktivitetskoeffisienten.

$$a_i = \gamma_i m_i \quad (10)$$

a_i er aktiviteten, m_i er konsentrasjonen i mol/kg og γ_i aktivitetskoeffisienten for ionet i . Siden molaliteten i standard tilstand er 1 mol/kg for alle elementer, er aktivitet en dimensjonsløs parameter.

Aktivitetskoeffisienten korrigerer for ikke-ideell oppførsel for ionet. For å kunne beregne koeffisienten må først ionestyrken beregnes. Den beskriver antallet elektriske ladninger i løsningen, og er definert som:

$$\mu = \frac{1}{2} \sum \left(\frac{m_i}{m_i^0} z_i^2 \right) \equiv \frac{1}{2} \sum m_i z_i^2 \quad (11)$$

hvor z_i er ladningen til ionet i . Som aktiviteten er ionestyrken dimensjonsløs. Ionestyrken i ferskvann er vanligvis under 0.02. For sjøvann ligger den på rundt 0.7.

Ifølge Parkhurst og Appelo (2013) beregnes aktivitetskoeffisienten med den utvidede Debye-Hückel modellen eller utvidelser av Davies. Hvilken av disse modellene som bør benyttes er avhengig av ionestyrken, og modellene kontrolleres av verdier i PHREEQC databasen. Videre beregnes aktivitet fra aktivitetskoeffisienten og molaliteten.

Utvidet Debye-Hückel ligning:

$$\log \gamma_i = -\frac{Az_i^2 \sqrt{\mu}}{1 + Ba_i \sqrt{\mu}} + b_i \mu, \mu < 0.1 \quad (12)$$

Davies ligningen:

$$\log \gamma_i = Az_i^2 \left(\frac{\sqrt{\mu}}{1 + \sqrt{\mu}} - 0.3\mu \right), \mu < 0.5 \quad (13)$$

a =ionestørrelseparameter, $A= 1.82 \cdot 10^6 (\epsilon T)^{-3/2}$, hvor ϵ er den dielektriske konstanten til stoffet, som her er vann. z = ladning, $B= 50.3(\epsilon T)^{-1/2}$.

Debye-Hückel ligningen antar at alle nøytrale komponenter oppfører seg ideelt. Empirisk vil aktivitetskoeffisienten av nøytrale komponenter være avhengig av ionestyrken, men feilen ved å anta at de oppfører seg ideelt er mindre enn andre usikkerheter knyttet til analyse av de fleste systemer.

Ved å beregne reaksjonens likevekt med den egentlige aktiviteten til komponentene i vannet, finner man ioneaktivitetsproduktet:

$$\frac{\{C\}^c\{D\}^d}{\{A\}^a\{B\}^b} = IAP \quad (14)$$

Det faktiske forholdet mellom IAP og K gir metningsindeksen til de ulike fasene.

$$SI = \log IAP - \log K \quad (15)$$

$$SI < 0 \rightarrow \text{undermettet}, SI > 0 \rightarrow \text{overmettet}, SI = 0 \rightarrow \text{mettet}$$

Metningsindeksen indikerer om det er utfelling eller oppløsning av fasene som er termodynamisk sannsynlig. Hvis vannet er overmettet av en bestemt fase vil de termodynamiske kreftene drive mot utfelling av fasen. Er det undermettet vil det motsatte skje. Ved metningsindeks lik null er vannet mettet på det faste stoffet.

For å beregne utdataene må en rekke ligninger løses samtidig, og en modifisert Newton – Raphsons metode benyttes (Parkhurst, 1995). Ifølge Hervik (2017) er dette en iterativ metode innen numerisk analyse for å finne nullpunktene til en funksjon. Den tar utgangspunkt i den deriverte av en funksjon, og iterasjonene stopper når ønsket nøyaktighet oppstår. Metoden forutsetter at funksjonen konvergerer.

2.5.2 Programmetts begrensninger

Programmet har flere begrensninger det er viktig å huske på. Likevektskonstantene i programmet kommer fra ulike kilder, og det er ikke nødvendigvis kontrollert om disse er riktige i forhold til de opprinnelige modellene hvor de ble funnet. Ved å bruke Debye-Hückel modellen for å ta hensyn til ikke-ideelle tilstander forutsettes det at ionestyrken er lav. For å utvide bruksområdet til modellen har modellen blitt tilpasset hovedionene ved å bruke data om gjennomsnittlig kloridaktivitetskoeffisient. Dette gjør at i NaCl-dominerende miljø kan modellen være pålitelig for høyere ionestyrker. Ved likevekter som er fysisk umulige eller i forsøk på å finne den stabile fasen blant et stort antall mineraler med høy konsentrasjon, kan

konvergensproblemer oppstå. Da finner ikke den numeriske metoden en løsning (Parkhurst og Appelo, 2013).

2.5.3 Viktige funksjoner

Det finnes flere nøkkelord man kan benytte for å bruke ulike funksjoner i programmet. Et utvalg presenteres i listen under. Forklaringene er hentet fra Parkhurst (1995).

- EQUILIBRIUM_PHASES brukes for å definere hvor mye av en fase som kan reagere, fordampe eller felle ut fra vannet. Fasen kan enten reagere til løsningen er i likevekt, eller til en bestemt metningsindeks.
- REACTION benyttes for å stegvis tilsette eller fjerne et mineral, element eller vann. På den måten ser man mengden som må tilsettes før drastiske endringer i vannkjemien forekommer.
- REACTION_TEMPERATURE er nøkkelordet for å endre temperaturen stegvis.
- GAS_PHASE simulerer at en gassboble, bestående av flere komponenter under et fiksert totaltrykk, kommer i likevekt med en vandig fase. Ønsker man kun at vannet skal reagere med en gasskomponent med et fiksert partialtrykk, eller en bestemt mengde gass, bør henholdsvis EQUILIBRIUM_PHASES eller REACTION benyttes isteden.

3 OMRÅDE – OG BRØNNBESKRIVELSE

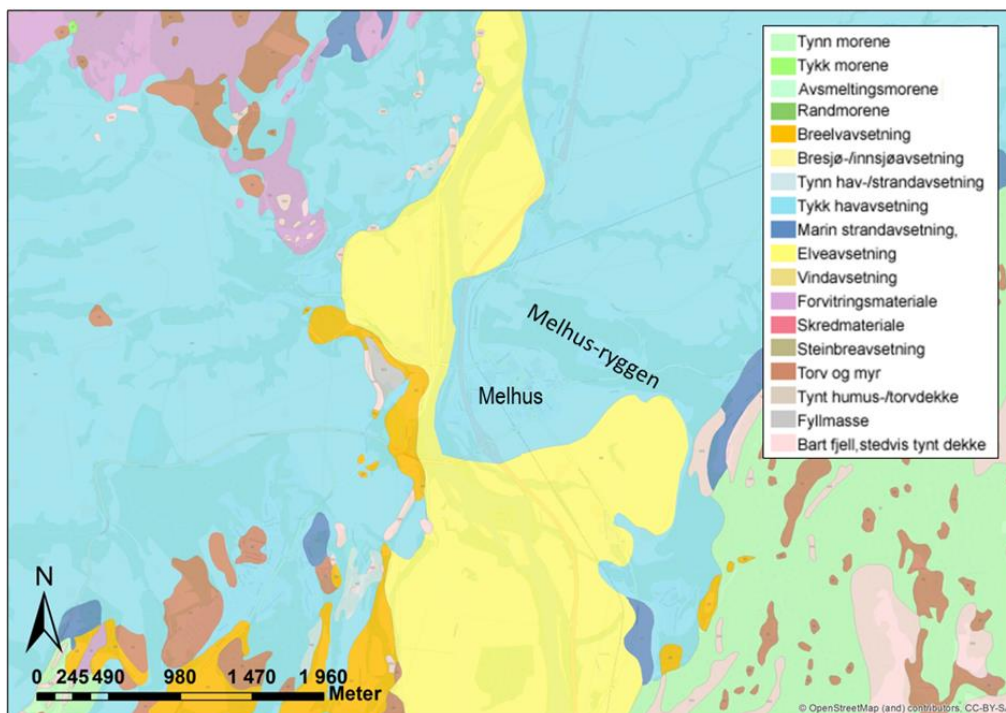
I følgende kapittel beskrives de to aktuelle områdene Melhus og Elverum. Kapittelet gir en kort oversikt over geologien i området, tidligere erfaringer og en beskrivelse av de aktuelle brønnene.

3.1 Melhus

Tettstedet Melhus ligger i Melhus Kommune i Gauldalen, ca. to mil fra Trondheim. Befolkningen er i vekst og med sin nærhet til Trondheim er det et attraktivt sted å bosette seg. Viktige ferdselsårer som E6 og jernbanen mellom Oslo og Trondheim går gjennom kommunen. Næringslivet karakteriseres i stor grad av jord – og skogbruk (Stokkan, 2016).

3.1.1 Berggrunn og kvartærgeologi

Seismiske målinger utført av Sindre (1980) viste at det er tykke løsmasseforekomster i Gauldalen. De er tykkest nord i dalen hvor det ble tolket til 440 meter løsmassemektighet. De tynnes ut sørover til rundt 200 m. Berggrunnskartet har derfor ikke dekning i hele dalen, og geologien må tolkes fra de nærliggende områdene. NGUs berggrunnskart (NGU, 2017a) viser at området mellom Trondheim og Melhus består hovedsakelig av grønnstein eller grønnskifer med diabasganger. Sørvest for Melhus består bergartene av grønnstein, leirskifer, siltstein og sandstein.



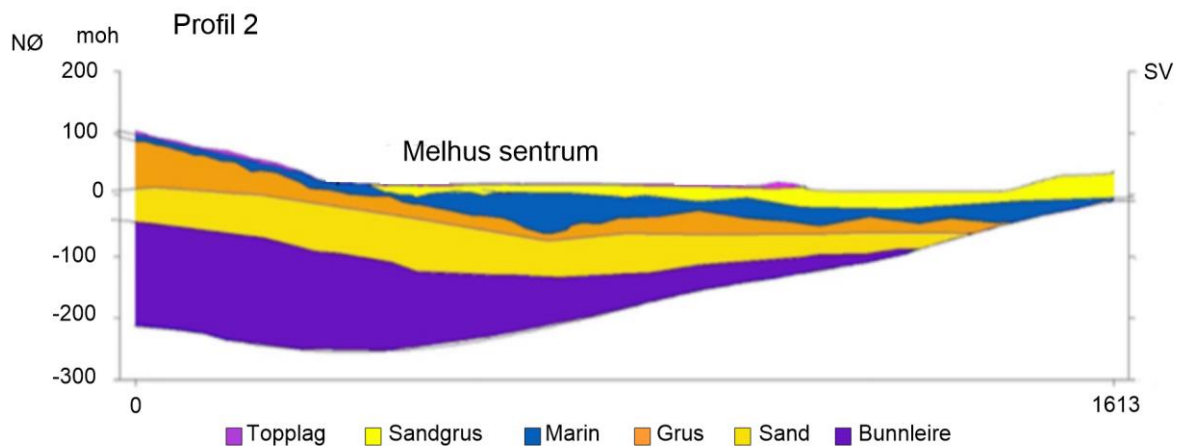
Figur 15: Løsmassekart over Melhus. Kartet er hentet fra NGU (2017c) og er modifisert i ArcMap.

Løsmassekartet i figur 15 viser løsmassetypene som dominerer på overflaten i Melhus. Det er hovedsakelig havavsetninger, elveavsetninger og morene. Langs dalbunnen i Gauldalen ligger det breelavsetninger under marin grense. Avsetningen domineres av tynne sand- og grusavsetninger over finkornete marine sedimenter. Der israndavsetningene krysser dalen kan breelavsetningene være svært dype og bestå av sand og grus. Breelavsetningene er igjen dekt av marine avsetninger, gjerne i form av skredmateriale (Hilmo, 2007).

Ifølge Dahl og Brattli (2002) finnes det marin leire med mektighet på 150 – 160 m i Trondheimsregionen. Denne typen avsetninger er svært tette og kompakte. Det har ifølge Hansen et al. (2007) gått flere store leirskred i løpet av Middelalderen i Melhus sentrum som har dannet tykke leirskredavsetninger. Ifølge Selmer-Olsen (1977) kommer Trøndelags-leiren fra glimmer- og klorittrike bergarter, og har derfor et relativt høyt glimmer- og klorittinnhold.

Nord-øst for Melhus sentrum ligger Melhus-ryggen. Dahl og Brattli (2002) mener det er en israndavsetning bestående av glasifluvialt materiale. Den er dekket av et 20 m tykt silt – og leirlag og er derfor markert som havavsetning på kartet i figur 15. Det finnes flere breelavsetningsvindu i havavsetningene. Solberg et al. (2014) mener akviferen domineres av grove avsetninger i dypet som knyttes til israndavsetninger og elveavsetninger fra Gaula. Løsmassene sin lagdeling er svært komplisert og kan variere over små avstander. Dette skyldes mest sannsynlig isbreens vekselvis fremstøt og tilbaketrekning. En forenkling av løsmassene sin lagdeling finnes i profilet i figur 16.

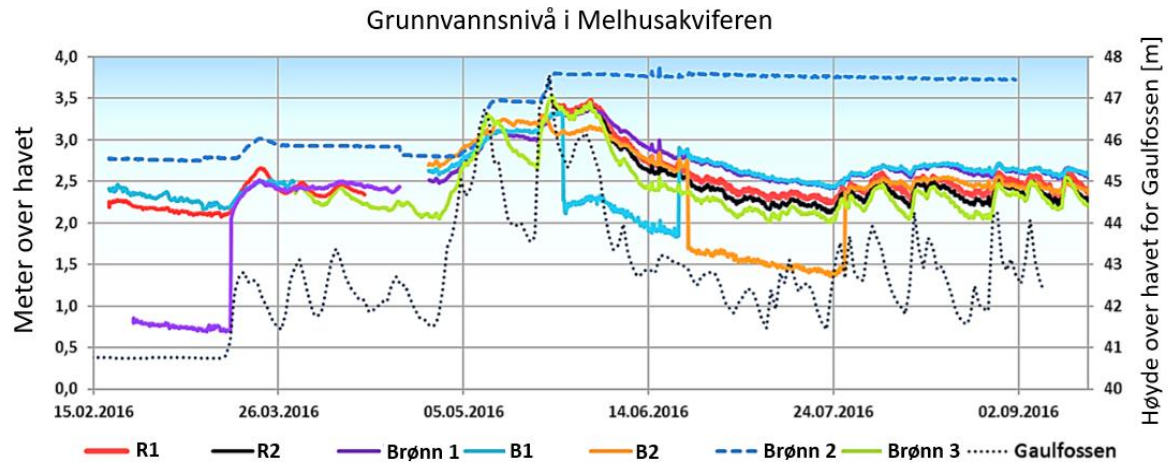
Fluviale avsetninger dekker enkelte steder havavsetningene. Disse er avsatt etter at isen forsvant, og har gravd ned i andre løsmassetyper, transportert materiale og avsatt det igjen. Materialet ligner på breelavsetninger, men kan være litt mer sortert og rundet. (Thoresen og NGU, 1991). Denne typen avsetninger finnes rundt elveløpet til Gaula i form av elvesletter.



Figur 16: Profil gjennom løsmasseavsetningene i Melhus. Profilet går fra Melhus - ryggen i nordvest til Gimse i sørvest. Profilet er modifisert etter Førde et al. (2015).

Reite (1983) fant at breelavsetningene i Melhus hovedsakelig består av sandstein, grønnstein og leirskifer/glimmerskifer, men også noe gneis og granitt, kvarts og gabbro. Mineralinnholdet ble undersøkt for grovgrusfraksjonen. Flugsrud (in prep.) har utført XRD – analyse på løsmasser fra to brønner i Melhus sentrum, en ved rådhuset og en ved brannstasjonen. Brønnene omtales som R2 og B2 i oppgaven. Fraksjonene 400 μm , 1 mm og 4 mm ble undersøkt for begge brønnene. Resultatene stemmer relativt godt overens med Reite (1983). Prøvene inneholdt mye sandstein, noe gabbro, granitt, grønnstein og glimmer. Kvarts og plagioklas var de dominerende mineraltypene.

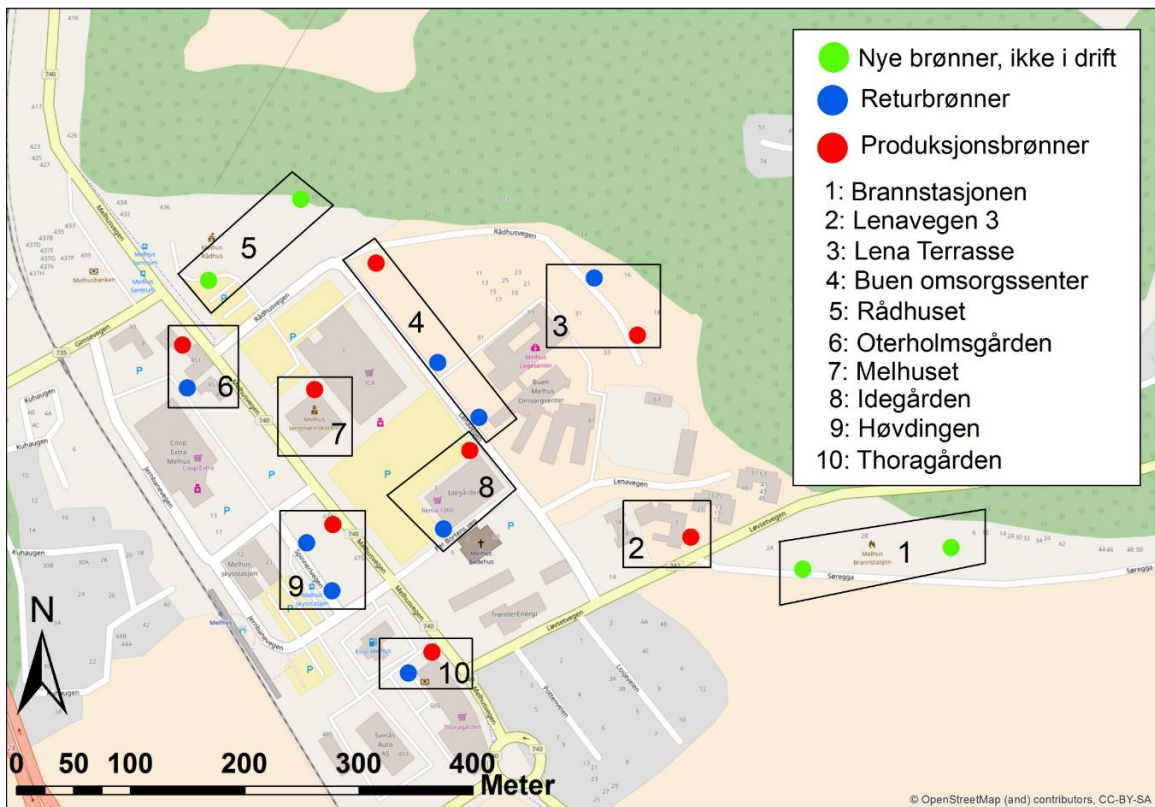
Ved Lena Terrasse, markert på kartet i figur 18, strømmet grunnvannet mest sannsynlig fra nord til sør i øvre del av løsmassene. Dette feltet mates trolig av Melhus-ryggen (Storrø, 2000). Gjennom modellering fant Førde et al. (2015) at den regionale grunnvannsstrømningen går fra sør til nord i den nedre delen av løsmassene. Figur 17 viser målingene av grunnvannsnivået i flere brønner i Melhus og vannstanden i Gaulfossen. Det ser ut til at brønnene kommuniserer med elva. Når vannstanden i elva øker eller synker, merkes dette på grunnvannsnivået i brønnene. Brønnene nærmest elva, som R1 og R2, responderer raskere og større enn brønnene lenger vekk. De brå endringene i B1 og B2 skyldes pumpearter (Gjengedal, in prep.-c).



Figur 17: Grunnvannsnivå i brønner i Melhus og Gaulfossen. Modifisert etter Gjengedal (in prep.-c).

3.1.2 Grunnvarme i Melhus

Det finnes flere anlegg i drift og nye brønner i Melhus sentrum. Figur 18 viser posisjonen til disse brønnene. Erfaringer og informasjon om anleggene i sentrum ble samlet inn av Riise et al. (2015) og den følgende beskrivelsen av anleggene baseres på disse intervjuene om ikke annet er oppført.



Figur 18: Oversikt over grunnvarmeanlegg i Melhus sentrum. Kart fra ArcMap.

Lenavegen 3 ble bygd i 1999 og var det første grunnvarmeanlegget i Melhus sentrum. Anlegget gir varme til en rehabiliteringsinstitusjon i Lenavegen 3. Anlegget har ingen returbrønn da returvannet sendes ut i Gaula. Produksjonsbrønnen fungerte fint til påsken 2013. Tilfellet omtales som en brønnekollaps der brønnen gikk tom for vann. Det ble oppdaget ved at grunnvannspumpa begynte å ta inn rustrødt vann som ødela varmeveksleren. Anlegget var i drift igjen i februar 2014 med en ny produksjonsbrønn. Anlegget brukes kun til oppvarming av rehabiliteringssenteret.

Melhuset er et forretningsbygg, og grunnvarmeanlegget ble etablert i 1999. Returvannet sendes via kommunens avløpssystem til Gaula. I 2014 ble det oppdaget rustutfellinger på ca. 1 cm i returrøret rett etter varmeveksleren. Det ser ikke ut til å ha påvirket driften i stor grad.

Grunnvarmeanlegget i boligfeltet **Lena terrasse** ble satt i drift i 2003. Etter tre års drift opplevde de store problemer med igjentetting av pumpe, varmeveksler og brønnene. Brønnekummen flommet over flere ganger da returbrønnen ikke klarte å ta unna alt vannet. Både produksjonsbrønnen og returbrønnen ble syresatt flere ganger. I 2009 måtte anlegget stenges. En videoinspeksjon viste rustutfelling i nedre del av brønnrøret og øvre del av brønnfilteret i produksjonsbrønnen. Dette skyldes antagelig at grunnvannspumpa har stått i filteret slik at grunnvannsnivået i perioder har vært under øvre filterkant, noe som har gitt tilgang på oksygen. I returbrønnen viste videoinspeksjonen stor slamdannelse fra 23 m dyp. Det ble boret en ny brønn og i dag er anlegget i drift igjen.

Bygget **Idegården** har forretningslokaler, kontorer og leiligheter. Grunnvarmeanlegget ble satt i drift i 2008 og består av en produksjonsbrønn og en returbrønn. Anlegget benyttes til både kjøling og oppvarming. En tredjedel av grunnvannet brukes til kjøling hvor det får en temperatur på ca. 30 °C. Resten benyttes til oppvarming hvor temperaturen på vannet er ca. 8 °C. Det blandes før reinjisering og får en temperatur på ca. 12°C. Det har vært lite problem med anlegget, men motoren i pumpe har gått i stykker to ganger fordi en pakning har røket ved høy pumperate over lenger tid. Vannet har da trengt inn i motoren. Dette resulterte i at ble dannet et rustbelegg på motoren som førte til slitasje. Nå har de installert en frekvensomformer som kontrollerer pumperaten til pumpe. Siden har det ikke vært problemer med anlegget (Rolf Aune, vaktmester ved Idegården, Melhuset, Thoragården og Oterhomlsgården, samtale i forbindelse med prøvetaking, 27.02.17).

Oterhomlsgården huser både forretninger og boliger. I 2010 ble det tilhørende grunnvarmeanlegget satt i drift. Det består av en produksjonsbrønn og en returbrønn som varmer opp bygget, og kjøler ned kjølebatteriene til byggets ventilasjonsanlegg. Returbrønnen hadde problemer med å ta unna alt vannet i begynnelsen. Problemet ble løst ved å kun bruke varmepumpa ved behov for oppvarming.

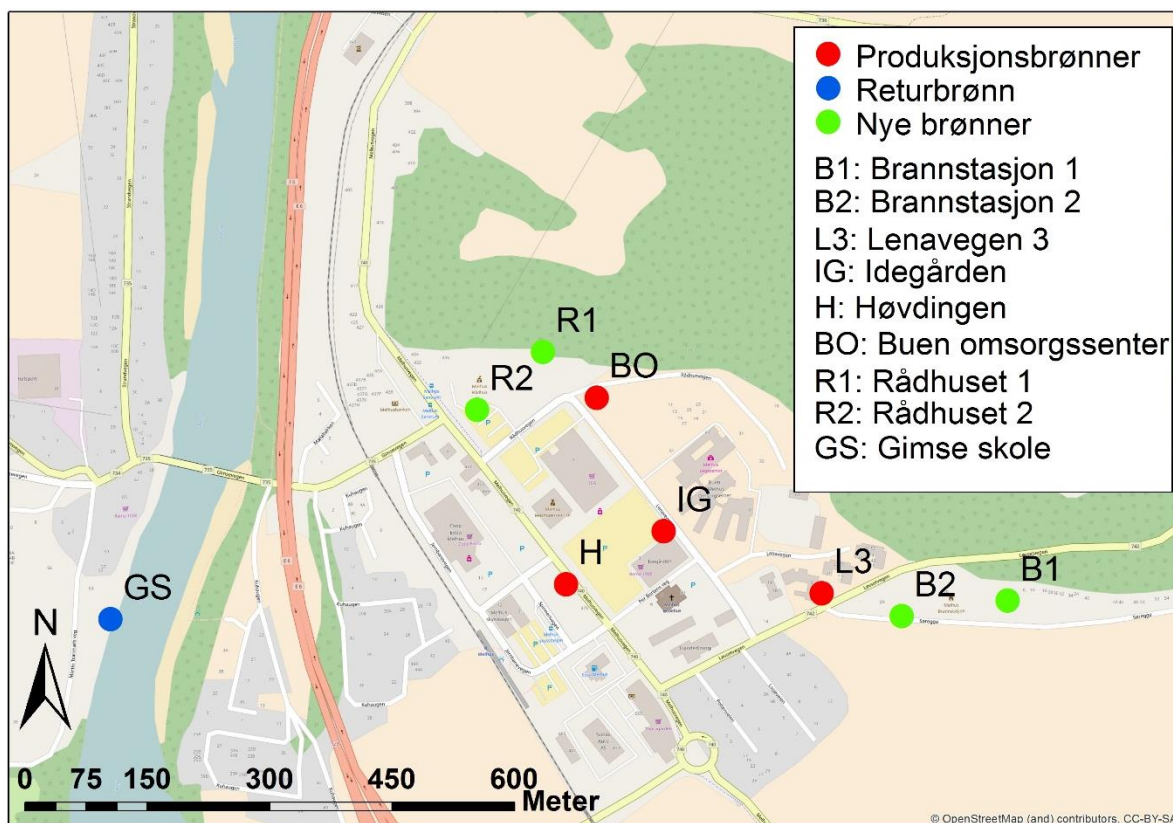
Thoragården består av kontorlokaler, leiligheter, butikker og et treningssenter. Det tilknyttede anlegget har en produksjonsbrønn og en returbrønn som ble satt i drift i 2013. Grunnvannet benyttes til oppvarming av bygget og avkjøling av kjølebatteriet til byggets ventilasjonsanlegg og kompressorene til butikkdriften. Et filter er plassert foran varmeveksleren for å hindre igjentetting av sedimenter. En strømstans etter et års drift førte til at anlegget ble stående stille i 10 timer. Etter dette klarte ikke returbrønnen å ta unna alt vannet, noe som førte til at brønnkummen ble oversvømt flere ganger. Uttaket til produksjonsbrønnen er prosjektert til 13,7 l/s, men returbrønnen kunne ikke ta unna mer enn 2,8 l/s og uttaket ble justert ned.

Buen omsorgssenter har blitt varmet opp med grunnvarme siden 2013. Anlegget har en produksjonsbrønn og to returbrønner. Det har ifølge driftsleder i Melhus Kommune Trond Erik Berg (samtale i forbindelse med prøvetaking, 22.03.17), ikke vært noen problemer med anlegget.

Høvdingen er et næringsbygg som består av en restaurant og leiligheter som ble ferdigstilt i 2015. Det tilhørende grunnvarmeanlegget benyttes til å varme opp bygget. Det består av en produksjonsbrønn og to returbrønner. Det ble boret to returbrønner grunnet erfaringen med anlegget på Thoragården. Erlend Dyrendahl, vaktmester ved Høvdingen (samtale i forbindelse med prøvetaking, 24.03.17) forteller at det har vært problemer med suspenderte partikler, og et filter er derfor installert før varmeveksleren. Filteret har blitt byttet en gang på grunn av igjentetting. Nå renses det en gang i uka.

3.1.3 Beskrivelse av de prøvetatte brønnene på Melhus

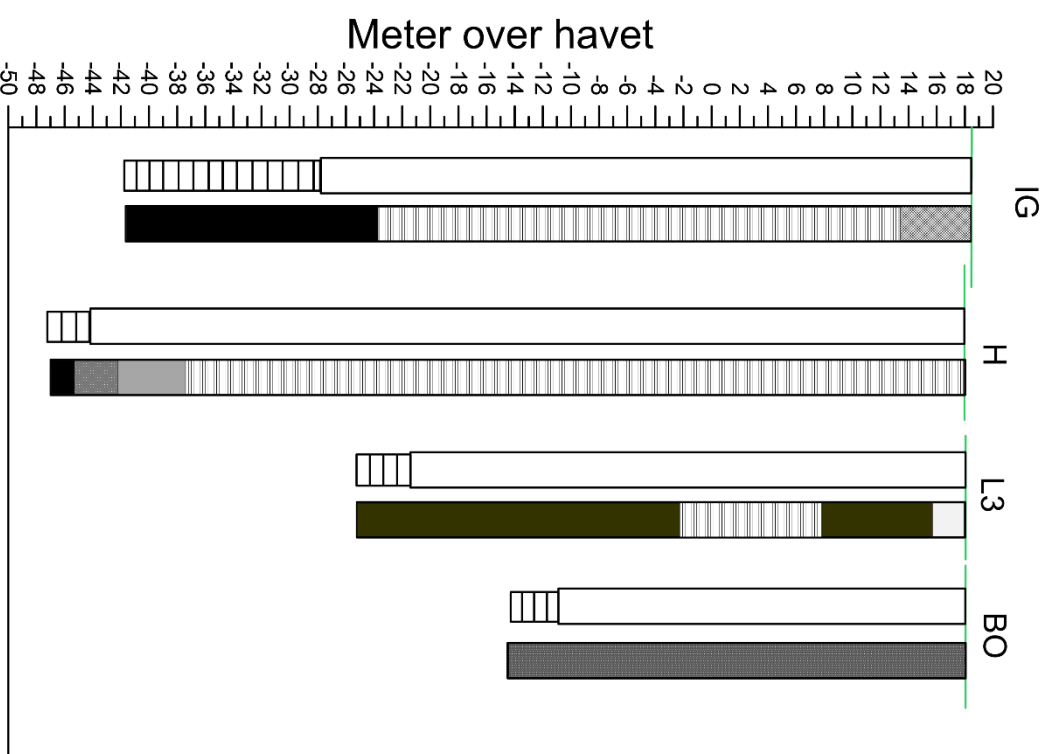
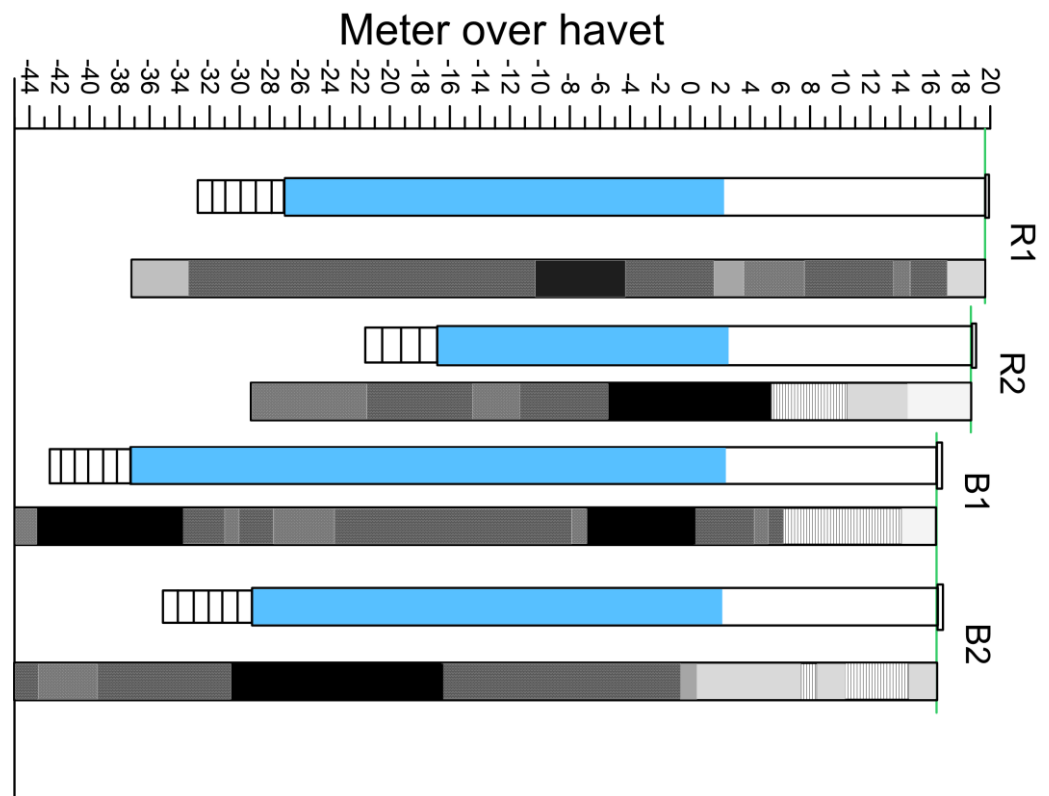
Ikke alle brønnene var tilgjengelige for prøvetaking våren 2017, og kun et utvalg ble prøvetatt. I tillegg til brønnene i sentrum, ble også returavløpet til Gimse skole på Gimse prøvetatt. Figur 19 viser posisjonen til de prøvetatte brønnene i Melhus, samt navnene som benyttes videre i oppgaven. I tabell 3 presenteres informasjon om hver enkelt brønn. Filterplassering og fraksjoner for de prøvetatte brønnene illustreres i figur 20. I vedlegg E presenteres filterplasseringen for alle brønnene i Melhus sentrum.



Figur 19: Oversikt over prøvetatte brønner i Melhus, samt forkortelser brukt videre i oppgaven. Kart fra ArcMap.

Tabell 3: Oversikt over de prøvetatte brønnene i Melhus. Informasjonen er hentet fra Riise et al. (2015), Gjengedal (in prep.-b) og NGU (2017b). Koordinatene merket med * er noe usikre.

Brønn	UTM32 ØV	UTM32 NV	Type brønn	Filterplassering	Løsmasse ved filter	Prøvetatt, dato	Prøvested
Rådhuset, R1	564094	7018290	Ny brønn	46,6 – 52,6	Sandig grus	09.02.17, 27.03.17	Fra brønnen med senkepumpe.
Rådhuset, R2	564013	7018219	Ny brønn	35,6 – 40,6	Sandig grus	12.10.17, 09.02.17, 27.03.17	Fra brønnen med senkepumpe.
Brannstasjon, B1	564664	7017985	Ny brønn	53,5 – 59,5	Grus	11.10.17, 09.02.17, 27.03.17	Fra brønnen med senkepumpe.
Brannstasjon, B2	564534	7017966	Ny brønn	45,5 – 51,5	Grus til sandig grus	11.10.17, 09.02.17, 27.03.17	Fra brønnen med senkepumpe.
Idegården, IG	564249,1	7018069	Produksjonsbrønn	46 – 60	Grus	27.02.17, 22.03.17	Fra kran før varmeveksler.
Lenavegen 3, L3	564436,5	7017989,997	Produksjonsbrønn	39,5 – 43	Grus	22.03.17	Fra kran før varmeveksler.
Buen omsorgssenter, BO	564143,8	7018236,1	Produksjonsbrønn	28,8 – 32,5	Sandig grus	22.03.17	Fra varmeveksler.
Høvdingen, H	564122*	7018005*	Produksjonsbrønn	62 – 65	Grus til grusig sand	22.03.17	Etter filteret, før varmeveksler.
Gimse skole, GS	563563*	7017958*	Returavløp til Gaula	Har ikke filter	-	22.03.17	Fra utgangen av returavløpet ut mot Gaula. Se figur 29.



Fraksjoner	Leire
Morene	[diagonal lines]
Grus	[solid black]
Sandig grus	[dotted]
Grusig sand	[horizontal lines]
Sand	[vertical lines]
Siltig sand	[diagonal lines]
Sandig silt	[horizontal lines]
Silt	[vertical lines]
Leire	[diagonal lines]

Figur 20: Brømløgg med filterplassering og fraksjoner, samt naturlig grunnvannsspeil i de nye brømene. Grunnvannsspeilet ble målt i felt. Fraksjonene for R1, R2, B1 og B2 er hentet fra Gjengedal (in prep.-c). De andre fraksjonene er hentet fra brømdatabasen GRANADA, NGU (2017b).

3.2 Elverum

Elverum Kommune ligger i Østerdalen i Hedmark fylke, ca. 14 mil nord for Oslo. Det er et regionsenter med blant annet sykehus, tingrett og høyskole. Tradisjonelt har næringslivet i Elverum vært knyttet til jord- og skogbruk. Det har i dag et allsidig næringsliv hvor tjenesteytende næringer har økt (Svendsen og Haugen, 2016).

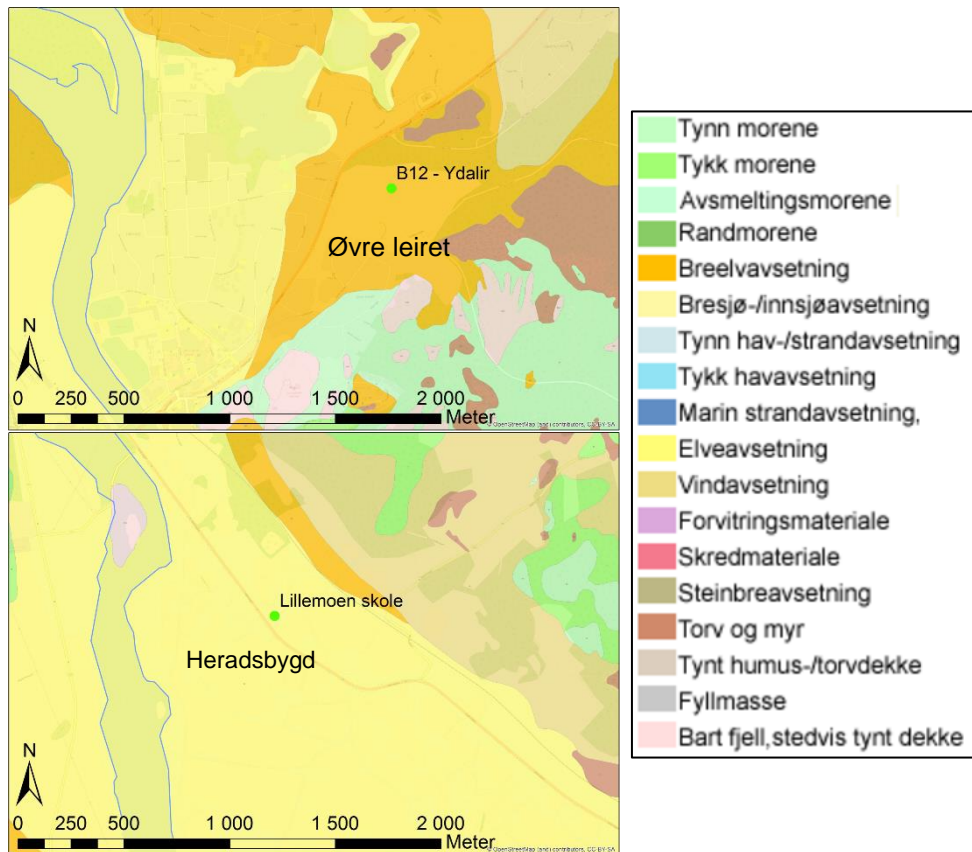
3.2.1 Berggrunn og kvartærgeologi

Området domineres av prekambriske bergarter, altså grunnfjell av granitter og gneis. De er grovkornede og harde. Gabbroide bergarter er en yngre del av grunnfjellet, og høydedragene i området består stort sett av disse. Nord for Elverum sentrum finnes det flere sedimentære bergarter som består av sandstein, konglomerat og skifre. Disse kalles sparagmittbergarter (Bargel, 1983).

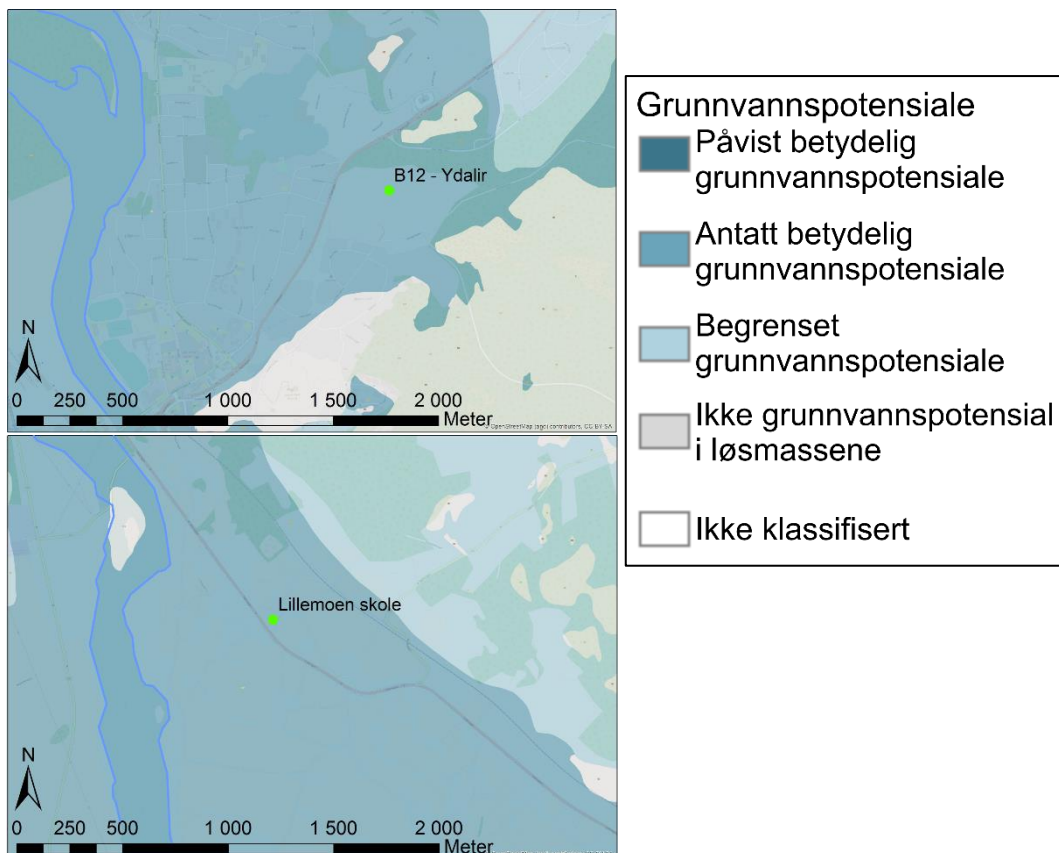
Langs Glomma mellom Elverum sentrum og Heradsbygd dominerer glasifluviale og fluviale avsetninger. Det er også morene og vindavsetninger i området. Breelvavsetningene varierer fra tynne dekker på 0,5 – 3,0 m til 30 – 40 m. Mektigheten er størst i den sørlige delen av kommunen. Ved gamle Ydalir grustak, markert på løsmassekartet i figur 21, består breelvavsetningene stort sett av godt sortert sand med noe innslag av grus enkelte steder. Materialet er avsatt i horisontale eller svakt hellende lag. Denne typen breelvavsetninger fortsetter også sørover. Elveavsetningene har skåret ned i breelvavsetningene og transportert materialet videre før det ble avsatt igjen. Elveavsetningene er ofte bedre sortert, men i områder hvor breelvavsetningene allerede var godt sortert er forskjellen liten. Elva har dannet flere terrasser langs elveløpet. Vindavsetningene på løsmassekartet over Heradsbygd i figur 21 domineres av fin sand og grov silt (Bargel, 1983).

3.2.2 Grunnvannsbasert grunnvarmepotensialet på Elverum

Den porøse og permeable karakteren til løsmassene, og dets mektighet gjør at lite vann renner av på overflaten. Avrenningen til bekker og elver vil være raskere i høytliggende områder med tynt dekke. Flere av disse dreneres deretter til Glomma (Gaut et al., 1981). Figur 22 viser at det er antatt betydelige grunnvannsressurser langs hele strekningen fra Heradsbygd til nord for Elverum sentrum.



Figur 21: Løsmassekart over Elverum. De blå linjene representerer elveløpet til Glomma. Kartet er hentet fra NGU (2017c) og modifisert i ArcMap.

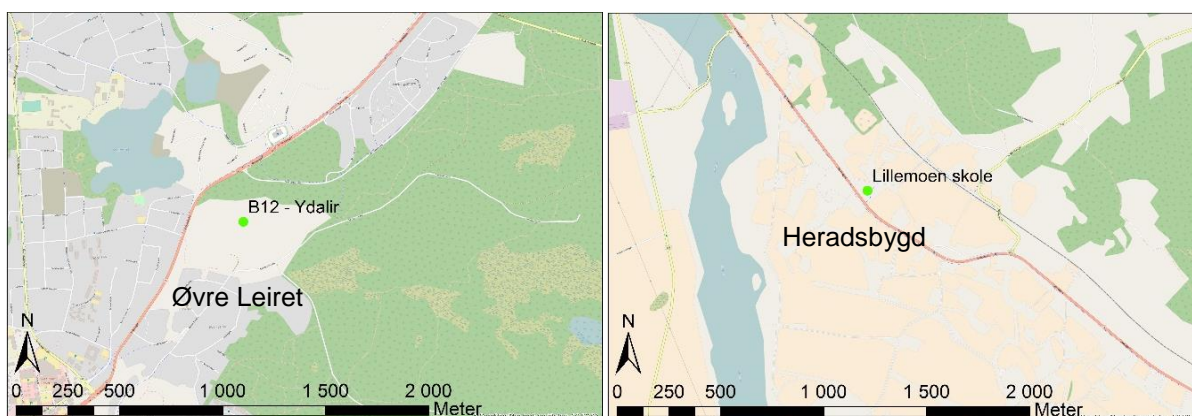


Figur 22: Kart over grunnvannspotensialet i Elverum. De blå linjene representerer elveløpet til Glomma. Kartet er hentet fra NGU (2017b) og modifisert i ArcMap.

I 1999 ble et kart over grunnvarmepotensialet i løsmasser i Elverum laget, og var det første av sitt slag i Norge. De fant at langs Glomma er grunnvarmepotensialet stort. Grunnvannsnivået og – fluktuasjoner styres hovedsakelig av Glomma og enkeltbrønnsystemer vil være godt egnet. Det vil si at anlegget består av en produksjonsbrønn, mens vannet returneres til bekker eller elver. På 70-tallet og tidlig 80-tallet hadde to vannverk på Grindalsmoen og ved Sagtjernet problemer med manganutfelling. De høye manganverdiene kom trolig som en følge av stort vannuttak da manganinnholdet var normalt på 60-tallet (Kalskin og Hilmo, 1999).

3.2.3 Beskrivelse av de prøvetatte brønnene i Elverum

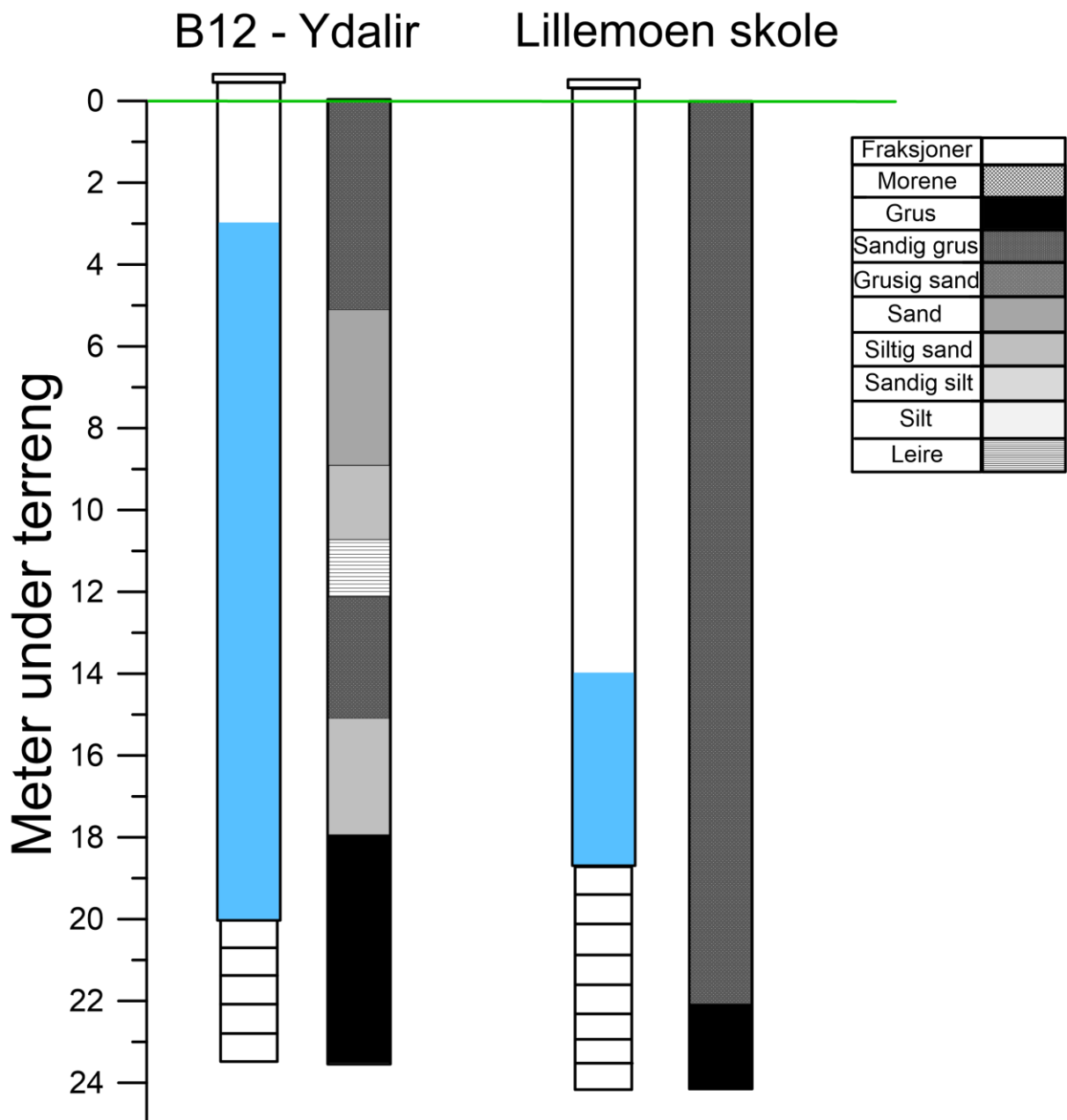
Ydalir-feltet, som tidligere har vært et grustak, skal bli en ny bydel til Elverum. Her er det plassert flere brønner, men kun B12 ble prøvetatt. I Heradsbygd, sør for Elverum sentrum, ligger Lillemoen Skole som skal varmes opp med grunnvannsbasert grunnvarme. Figur 23 viser plasseringen til de to brønnene, og i tabell 4 presenteres en kort oversikt over brønnene. Filterplasseringene og fraksjonene i brønnene illustreres i figur 24.



Figur 23: Brønnplasseringer i Elverum. B12 – Ydalir ligger ved Øvre Leiret i Elverum, mens Lillemoen skole ligger i Heradsbygd. Kart fra ArcMap.

Tabell 4: Oversikt over de prøvetatte brønnene i Elverum kommune. Koordinater, filterplassering og løsmasse ved filter er hentet fra Gjengedal (in prep.-a).

Brønnavn	UTM 32 ØV	UTM 32 NS	Type brønn	Filterplassering [m fra brønntopp]	Løsmasse ved filter	Prøvetatt	Prøvested
B12 - Ydalir	6753540.065	639970.735	Ny brønn	20 – 23,5	Grus	23.02.17	Fra brønnen med senkepumpe
Lillemoen Skole	6746240.75	642757.044	Ny brønn	18,5 - 24	Grov sand til grus	22.02.17	Fra brønnen med senkepumpe



Figur 24: Brønnlogg med filterplassering og fraksjoner ved brønnene i Elverum. Det naturlige grunnvannsnivået ble målt i felt. Fraksjonene er hentet fra Gjengedal (in prep.-a).

4 METODER

I dette kapittelet presenteres den generelle metoden brukt ved prøvetaking og laboratorieanalyser. Analysene utført på Analysesenteret i Trondheim beskrives ikke da forfatter ikke var tilstede, og standardene som ble benyttet beskrives i vedlegg A. Analysene XRF, XRD og ICP – MS ble utført på Kjemisk -/ mineralogisk laboratorium ved NTNU.

4.1 Feltnmålinger og prøvetaking

For alle de prøvetatte brønnene ble det utført følgende feltnmålinger:

- **Temperaturen** ble målt med apparatet for elektrisk ledningsevne, Proflin Cond 3110 konduktivitetmeter fra WTW (Wissenschaftlich – Technische – Werkstätten).
- **pH** ble målt med pH-meterne IQ125 minilab eller H135 minilab, begge fra Hach. IQ125 ble kalibrert med bufferløsningene pH=7 og pH=4. H135 ble i tillegg kalibrert med pH=10. Dette ble utført en gang per dag. Elektrodene ble skylt med destillert vann mellom hver prøve.
- **Alkaliteten** ble målt med en feltalkalitetstest fra Merck (produktnummer 111109) som bestemmer alkaliteten ved titrering. Titreringsutstyret har en nøyaktighet på $\pm 0,1$ meq/l. For hver lokasjon ble 5 ml vann tilsatt 2 dråper R-2 indikator som gjorde vannet blått. Vannet ble deretter titrert med en svak syre, R-3, til vannet ble rødt. Vannet ble titrert til endepunktet 4,3, og total alkalitet ble målt. Dette ble utført tre ganger for hvert prøvepunkt. Titreringen illustreres i figur 25.
- **Ledningsevnen** ble målt i en tønne med strømmende vann uten lufttilgang med Proflin Cond 3110 konduktivitetmeter fra WTW. Konduktivitetmeteret trengte ifølge Øystein Jæger, senioringeniør ved NGU (samtale i forbindelse med opplæring i prøvetaking av grunnvann, 11.10.16) ikke å kalibreres. Instrumentet korrigerer for temperatur automatisk.
- **Oksygenmetning** ble målt med ProODO O₂-meter fra YSI Inc i en tønne med strømmende vann uten lufttilgang. O₂-meteret ble kalibrert mot vannmettet luft i oppbevaringshylsen en gang per dag. Det ble gjort ved å fukte svampen i oppbevaringshylsen og deretter la instrumentet stå i fem minutter til hele hylsen ble vannmettet.

Det ble ikke forsøkt å måle redokspotensialet da det nødvendige utstyret ikke var tilgjengelig.



Figur 25: Feltalkalitetstest hvor syre tilsettes til fargen blir rød.

Ved hver brønn ble det tatt en ufiltrert prøve på 500 ml til fysisk-kjemiske parametere, anion og ammonium, samt en 1 l prøve til analyse av TSS. Disse ble tatt på HDPE – flasker (high density polyetylen) fra Analysesenteret i Trondheim. Videre ble det tatt to metallprøver på 100 ml polyetylenflasker fått fra NGU, en filtrert og en ufiltrert. Den filtrerte prøven kunne ikke tas direkte fra slangen fra brønnen. Vannet til filtreringen ble først tatt med en ren prøveflaske og deretter hentet opp med en ren sprøyte og filtrert ned i prøveflasken. Filtreringen ble utført med et filter med maskestørrelse på 0,45 μm . Filtreringen illustreres i figur 26. Begge metallprøvene ble konservert med 100 μl 65% salpetersyre (HNO_3) fra laboratoriet ved NTNU. Alle prøveflaskene og utstyret ble grundig vasket og håndtert etter prosedyren beskrevet i delkapittel 2.3.2.

Det ble også laget blankprøver av avionisert vann med samme prosedyre som for vannprøvene. Vannet ble laget på NGU og ble brukt som en kontroll av analyseresultatene. Av praktiske årsaker ble det ikke laget en blankprøve til de fysisk-kjemiske parameterne og ammonium- og anionanalysen ved prøvetakingen av Høvdingen 24.03.17 og av de nye brønnene 27.03.17.



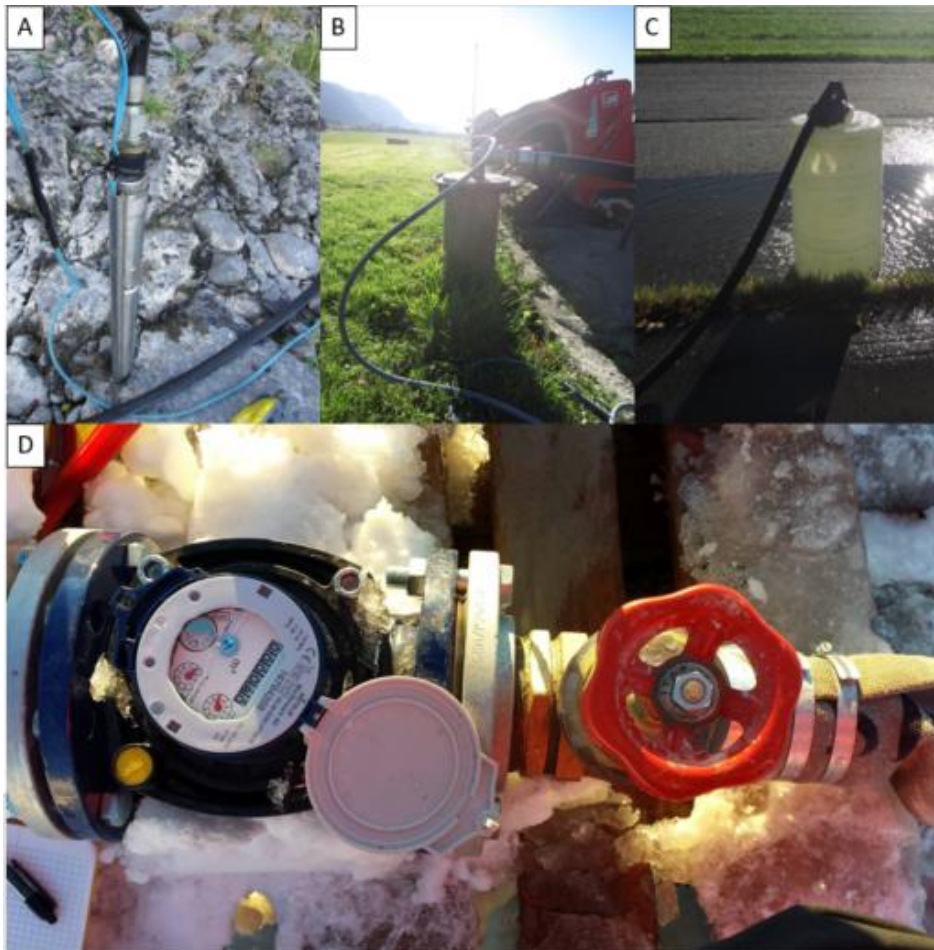
Figur 26: Filtrering av metallprøven med 0.45 μm filter.

4.1.1 Prøvetaking av nye brønner på Melhus

Det naturlige grunnvannsspeilet ble målt med et elektronisk målebånd fra brønntopp. Figur 27A viser senkepumpen av typen Grundfos som ble benyttet. Pumpen med påkoblet slange ble senket ned i brønnen. En stoppekran og en dreneringsslange ble koblet på ved brønntopp som illustrert i figur 27B. Pumperaten ble målt i en 100 liters tønne ved å måle tiden det tok å fylle 90 liter vann i tønna. Dette ble gjort for å kontrollere at pumpen virket som den skal, og for å beregne hvor lenge det skulle pumpes før prøvetakingen kunne starte. Videre ble tønna benyttet som en gjennomstrømningscelle for feltmålingene. Dette illustreres i figur 27C. Det ble pumpet opp to brønnavolum før prøvetakingen startet. I tillegg ble det også kontrollert at ledningsevne og løst oksygen var stabilt. Ved prøvetaking ble pumperaten redusert for å gjøre det enklere å ta prøvene. Pumperaten ved prøvetaking ble målt med et to liters målebeger. Ved syresetting av prøvene tatt 09.02.17 ble det syresatt med dobbelt mengde på grunn av mindre størrelse på prøveflaskene enn vanlig. Ifølge Laurentius Tjihuis, overingeniør ved IGP ved NTNU, (samtale i forbindelse med ICP-MS analyse februar 2017) har ikke dette betydning for resultatene.

4.1.2 Prøvetaking av nye brønner på Elverum

Brønnene på Lillemoen Skole og Ydalir i Elverum hadde begge montert på en senkepumpe, pumperatemåler og en stoppekran. Dette er avbildet i figur 27D. Fra stoppekranen ble det koblet



Figur 27: A) Senkepumpe av typen Grundfos brukt ved prøvetaking i Melhus. B) Brønn B1 med stoppekran og slange koblet til for drenering. C) Gjennomstrømningscelle laget av en 100 liters tønne hvor slangen pumper vannet ned i tønna. D) Pumperatemåler og stoppekran fra prøvetakingen i Elverum.

på en slange for å drenere vekk vannet. Prøvetakingen skjedde parallelt med trinntester av de to brønnene. Pumperaten var derfor for høy til at feltmålingene kunne utføres i en gjennomstrømningscelle, og ble dermed utført i stillestående vann i en 12 liters bøtte. Alle prøvene ble også tatt via en annen prøveflaske ettersom strømningsraten var for stor til at flaskene kunne fylles opp direkte fra slangen.

4.1.3 Prøvetaking av etablerte anlegg

Produksjonsbrønnene ble prøvetatt fra kraner montert på rørsystemet til anlegget. For å unngå kontakt med luft ble det koblet på hageslanger på kranene som førte vannet ned i en bøtte. Figur 28A viser hvordan dette ble utført i Idegården. Feltnmålingene ble utført i bøtten. Vannet som ble pumpet ut var ferskt akvifervann, og det var derfor ikke nødvendig å pumpe ut vann før prøvetaking på samme måte som ved de nye brønnene.

Feltnålingene og prøvetakingen ble utført litt forskjellig fra anlegg til anlegg. Ulikhetene beskrives i følgende liste:

- Lenavegen 3: Kranen var plassert foran varmeveksleren over elektronisk utstyr, og vannet kunne ikke prøvetas uten en slange koblet til kranen.
- Idegården: Kranen var plassert foran varmeveksleren. Ved første prøvetaking ble det ikke koblet på en slange på kranen, og vannet ble derfor eksponert for oksygen ved feltnålingene.
- Buen omsorgssenter: Kranen var plassert i varmeveksleren og vannet måtte derfor strupes inn før prøvetaking. Det var ikke mulig å feste på en slange på kranen.
- Høvdningen: Kranene var plassert før varmeveksleren, men etter filtrene som avbildet i figur 28B. Vannet rant ut i ei renne, og feltnålingene ble målt i denne. For gjennomføring av prøvetakingen ble en del av renna koblet fra.
- Gimse skole: Returvannet ble prøvetatt ved enden av avløpet ved elva Gaula. Figur 29 viser avløpet og området rundt. Feltnålingene og prøvene ble tatt rett ved utløpet markert med rød pil.



Figur 28: A) Prøvetaking ved Idegården. B) Prøvetaking ved Høvdningen.



Figur 29: Returavløpet til anlegget på Gimse skole ved elva Gaula. Pilen markerer utløpet og hvor prøvene ble tatt.

4.2 XRF

Det ble utført XRF – analyse på utfellingsmateriale tatt fra et gammelt rør fra anlegget i Lenavegen 3 for å bekrefte at utfellingen hovedsakelig besto av jern. Materialet ble skrapet av til ønsket mengde var oppnådd. Laboratoriet hadde ikke standarder for utfellingsprøver, og kun en semi-kvantitativ analyse kunne utføres. Det medførte usikkerhet til kvantifiseringen av resultatene. Analysen ble utført på en pille laget av utfellingsmaterialet. For å lage pillen måtte prøven først knuses i en morter slik at den ble homogen og jevnt fordelt. 9.6 gram av den knuste prøven ble veid opp. 2.4. gram av bindemiddelet Licowax ble tilsatt. Blandingen ble ristet i ca. 2 minutter før den ble overført til pillepressen. Materialet ble så påført et trykk på 200 kN og omgjort til en pille som XRF-analysen kunne utføres på. Før og etter analysen ble instrumentet kontrollert med en kjent prøve.

4.3 XRD

XRD – analysen ble utført på utfellingsmaterialet fra det samme røret som XRF-prøven ble hentet fra. For å gjøre prøven homogen ble materialet knust til pulver i en morter. Pulveret ble deretter overført til en prøvebeholder. Den øvre overflaten ble gjort flat for å oppnå en tilfeldig gitterorientering. Prøven ble deretter plassert i XRD-maskinen hvor det ble sendt røntgenstråler mot prøven fra ulike vinkler. Refleksjonene ble registrert ved samme vinkel som den utsendte vinkelen. Mye av prøven besto av amorft materiale som ikke kunne identifiseres. Resultatene ble derfor ikke kvantifisert.

4.4 ICP-MS

ICP-MS instrumentet er produsert av PerkinElmer og er av modell ELAN DRC II. De ufiltrerte og surgjorte metallprøvene ble filtrert med et 0,45 µm filter før analysen ettersom instrumentet ikke tåler partikler. Det ble benyttet én sprøyte og et filter for hver prøve. 10 ml fra hver vannprøve ble analysert. Prøvene ble analysert for omtrent 60 elementer. Når temperaturen i maskinen var 50°C kunne kalibreringen starte. Seks standardprøver med økende konsentrasjon ble analysert, og kalibreringskurver for hvert element i standardprøvene ble dannet. Avvik ble fjernet slik at konsentrasjonen i grafen var lineært stigende. Etter standardprøvene ble en blankprøve fra laboratoriet testet. Deretter ble prøvene fra Melhus analysert. Etter hver elementgruppe ble de kjente løsningene og blankprøven analysert på nytt. Ifølge Laurentius Tijhuis, overingeniør ved IGP ved NTNU, (samtale i forbindelse med ICP – MS analyse, 28.10.16) har resultatene tre gjeldende siffer.

4.5 PHREEQC

Konsentrasjonene i mg/l av elementene Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al, Li, NH₄, Sr, Si, Cl, SO₄, NO₃ og F ble lagt inn i programmet sammen med feltmålinger av pH, alkalitet og temperatur, samt redokspotensialet. Siden redokspotensialet ikke ble målt, er redokspotensialet satt etter typiske verdier for grunnvann som vist i figur 3. For de fleste brønnene i Melhus ble det antatt at grunnvannet ikke var i kontakt med atmosfæren da mengden løst oksygen var svært lav. For returavløpet til Gimse skole ble det antatt at vannet var i kontakt med atmosfæren på grunn av høye verdier av løst oksygen. Som kontroll av vannanalysen ble ionebalansen sjekket da korrekt prøvetaking og analyse gir det beste grunnlaget for simuleringen.

Videre ble følsomheten vannet har ovenfor oksygen, avgassing, temperatur og pH simulert. Dette ble gjort ved å variere en parameter om gangen. Dette gir en indikasjon på hvilken faktor som er den mest kritiske for endringer i vannkjemien og metningsindeksen.

For å se på endringer i metningsindeksen hvis vannet kommer i kontakt med oksygen, ble REACTION brukt. Oksygen ble tilsatt trinnvis til løsningen. Hvor mye som ble tilsatt var avhengig av temperatur da løseligheten av oksygen er temperaturavhengig. Tabeller fra Rounds et al. (2013) som viser mengden løselig oksygen ved ulike temperaturer ved 1 atm ble benyttet for å beregne mengden oksygen som ble tilsatt.

Det viste seg at redokspotensialet også endret seg ved stegvis temperaturendring med funksjonen REACTION_TEMPERATURE. Dette skyldes mest sannsynlig at funksjonen lar løsningen reagere internt med seg selv (David Banks, direktør for HolyMoor Consultancy Ltd, veiledning av masteroppgaven våren 2017). Temperaturen ble derfor endret i den opprinnelige løsningen, og ikke med REACTION_TEMPERATURE. Dette holdt redokspotensialet stabilt.

Effekten av avgassing ved trykkendring ble modellert ved å endre partialtrykket til CO₂ med EQUILIBRIUM_PHASES. Vannet ble modellert med partialtrykk fra 10^{-1,5} atm til 10^{-3,5} atm. Dette ble valgt med bakgrunn i Appelo og Postma (2005) som mener partialtrykket til CO₂ i atmosfæren er 10^{-3,5} atm, mens i grunnvann er det noe høyere. Både pH og pe endres gjennom avgassing.

Endring i pH ble modellert ved å endre parameteren i den opprinnelige løsningen. På denne måten endret ikke redokspotensialet seg samtidig.

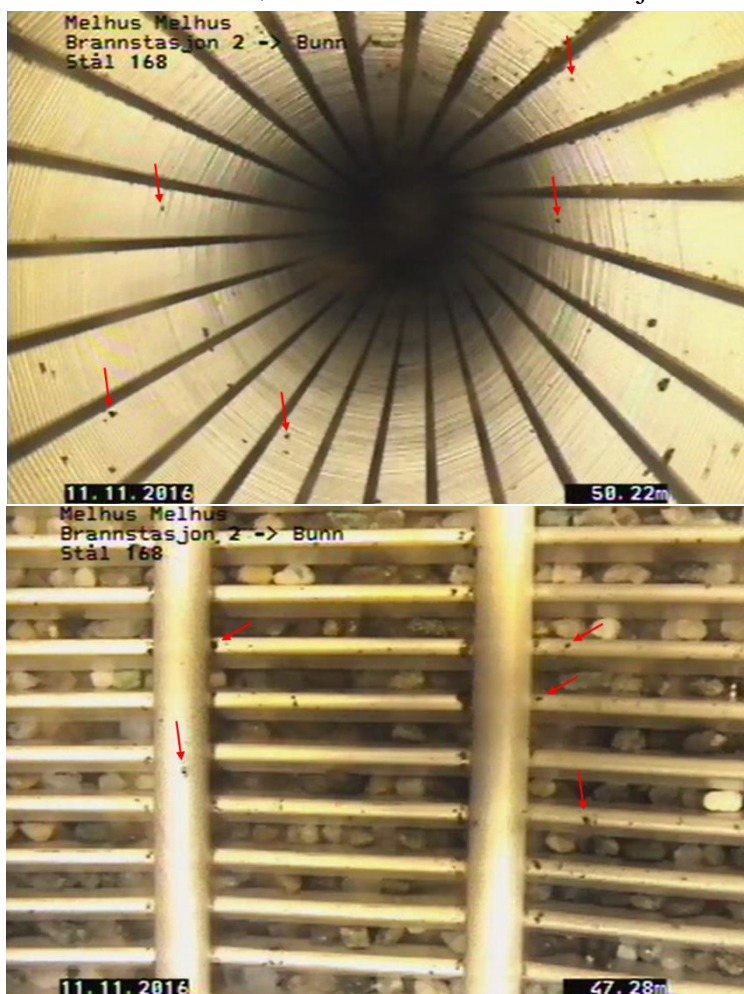
5 RESULTATER

I følgende kapittel presenteres resultater fra feltarbeid, vannanalyser og modellering i PHREEQC. Det fullstendige resultatet for vannanalysene presenteres i vedlegg C. De beregnede verdiene i meq/l, ionebalansene, samt de normaliserte verdiene brukt i Piperdiagrammene finnes i vedlegg D. meq/l er beregnet med ligning 8 og ionebalansen med ligning 7. En forklaring på histogrammene og Piperdiagrammene finnes i delkapittel 2.4. Det er de filtrerte verdiene som benyttes i presentasjonen av resultatene om ikke annet er kommentert.

5.1 Melhus

I dette delkapittelet presenteres resultatene fra de ni prøvetatte brønnene i Melhus.

Figur 30 viser bilder fra en brønninspeksjon utført av Gjøvaag AS (2016). Pilene markerer svarte partikler i vannet ved brønnfilteret i B1 ved brannstasjonen.



Figur 30: Skjermbilder fra en brønninspeksjon av B2 ved brannstasjonen. De røde pilene markerer svarte partikler. Det er 1mm slisseåpning i filteret. Brønninspeksjonen ble utført av Gjøvaag AS (2016).

I tabell 5 finnes en oversikt over feltobservasjonene gjort ved prøvetaking av de nye brønnene i Melhus ved ulike prøvetidspunkt. Tabell 6 viser en oversikt over observasjoner gjort ved prøvetaking av anleggene i Melhus.

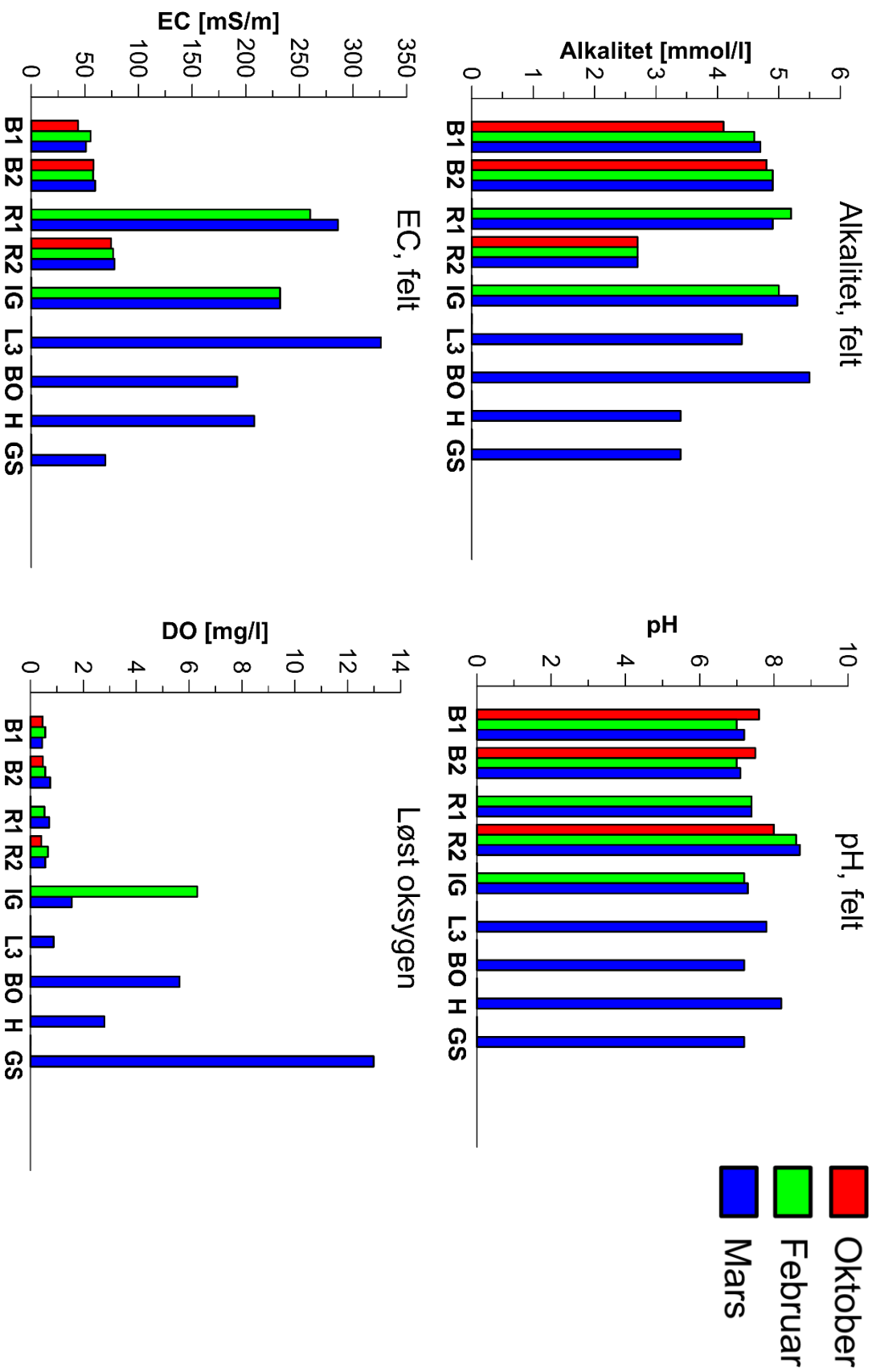
Tabell 5: Feltobservasjoner ved prøvetaking av de nye brønnene i Melhus..

Prøvemåned	Brannstasjon 1	Brannstasjon 2	Rådhuset 1	Rådhuset 2
Oktober	Svak lukt av råte egg ved pumpestart. Noe svarte partikler. Klart og fargeløst vann. Metallisk smak.	Metallisk smak. Klart og fargeløst vann.	Prøvetaking ikke mulig.	Klart og fargeløst vann. Lite partikler.
Februar	Svak lukt av råte egg ved pumpestart. Noe svarte partikler. Klart og fargeløst vann. Metallisk smak. Rust på diverkabelen i luft-\vannskille.	Noe svarte partikler i vannet. Klart og fargeløst vann.	Rust på diverkabelen i luft-\vannskille. Klart og fargeløst vann. Kunne ikke observere partikler grunnet prøvetaking i mørket.	Noe svarte partikler. Rust på diverkabelen i luft-\vannskille.
Mars	Mye partikler ved pumpestart. Klart og fargeløst vann etter få minutter. Rust på diverkabelen i luft-\vannskille.	Mye partikler ved pumpestart. Klart og fargeløst vann etter få minutter.	Noe svarte partikler. Klart og fargeløst vann. Rust på diverkabelen i luft-\vannskille.	Mye partikler i starten. Klart og fargeløst vann etter få minutter. Rust på diverkabelen i luft-\vannskille.

Tabell 6: Observasjoner fra prøvetaking av anleggene i Melhus.

	Idegården	Lenavegen 3	Buen	Høvdingen	Gimse skole
Observasjoner	Rust på gulvet ved avløp.	Rust under kraner og varmeveksleren fra brønnkollapsen i 2013.	Ingen tydelig utfelling på gulv eller ved kraner/ventiler.	Rustfarge på vannet fra filterrensingen.	Rust på steinene ved avløpet. Se figur 29. Gråfarget vann. Brukte to filter i filtreringen.

Feltmålingene av alkalitet, pH, ledningsevne og løst oksygen presenteres i figur 31. Alkaliteten varierer mellom 2,7 – 5,5 mmol. pH varierer fra nøytral til svakt basisk. Det er store forskjeller i ledningsevne som varierer mellom 43,7 – 326 mS/m. Mengden løst oksygen er svært lav i de fleste brønnene, bortsett fra i GS.



Figur 31: Feltnedlinger av alkalitet, pH, ledningsevne og løst oksygen i brønnene i Melhus.

5.1.1 Resultater fra vannanalysene

De ukonserverte prøvene tatt i oktober ble stående i åtte dager før de ble levert til laboratoriet og er ikke akkreditert. Det betyr at analysene ikke ble utført etter godkjent prosedyre på grunn av for sen levering. Det ble raskt dannet en oransje utfelling i de ukonserverte prøvene som vist i figur 32.



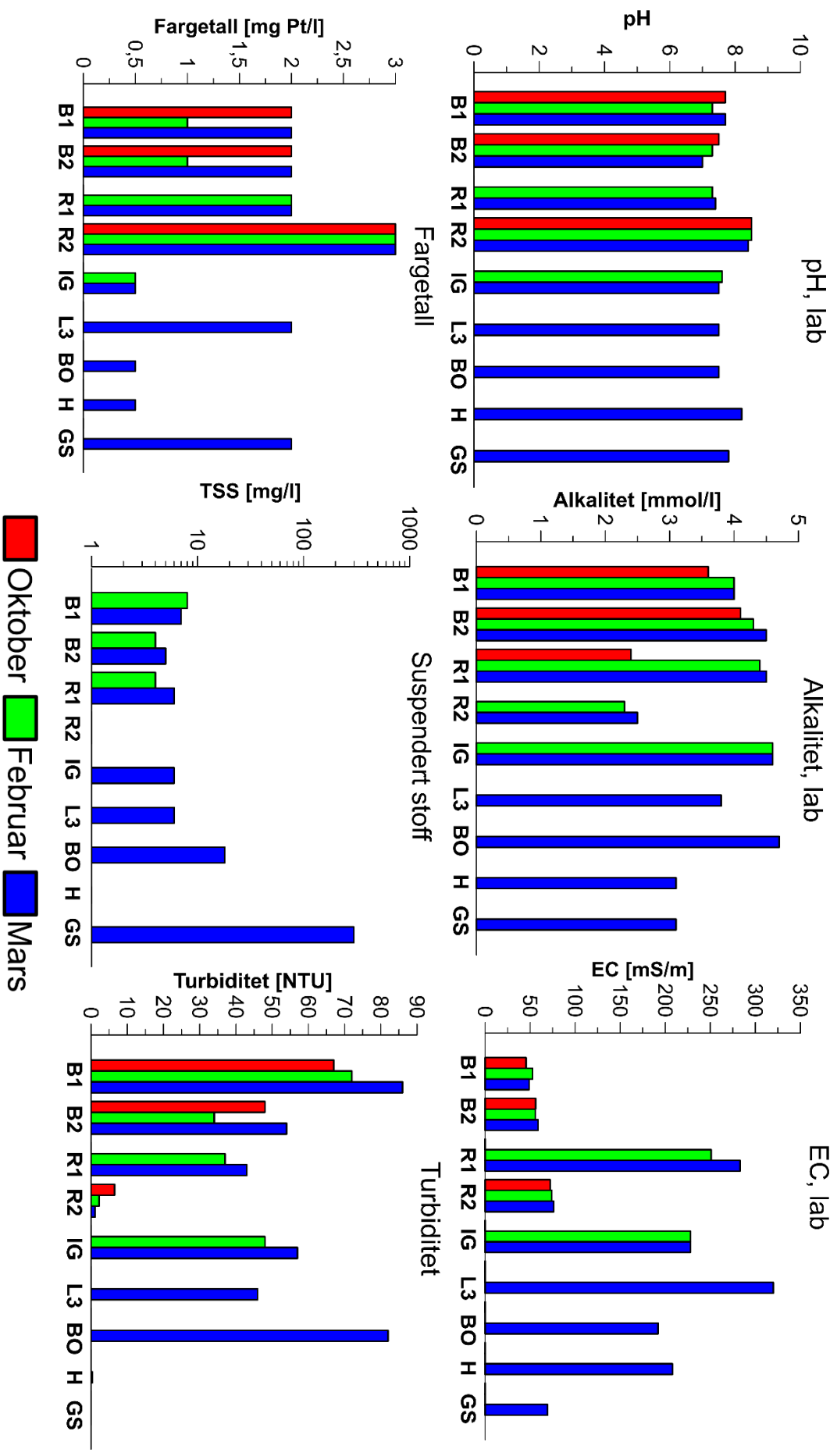
Figur 32: Bildet viser utfelling i de ukonserverte prøvene tatt i oktober.

Som kontroll av prøvetakingen og vannanalysen presenteres ionebalansen for de prøvetatte brønnene i Melhus i tabell 7. Ionene som ble tatt med i beregningen var Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^- og alkaliteten. Verdien markert med * ble beregnet med jern og mangan i tillegg.

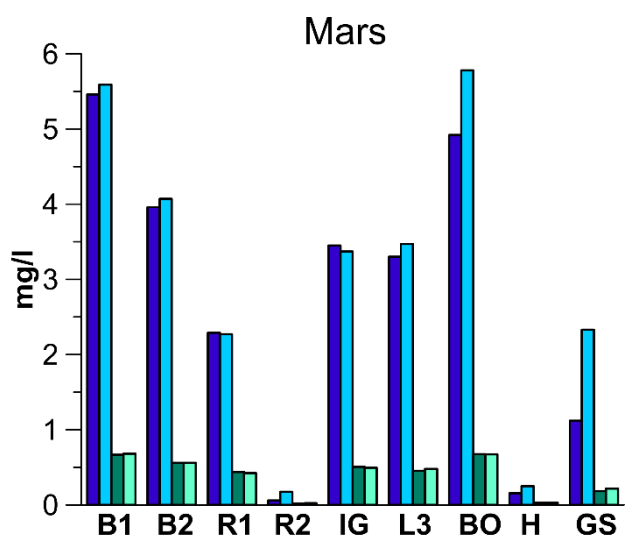
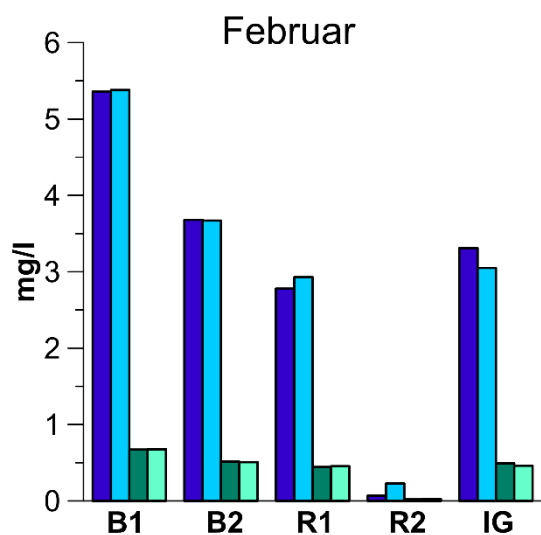
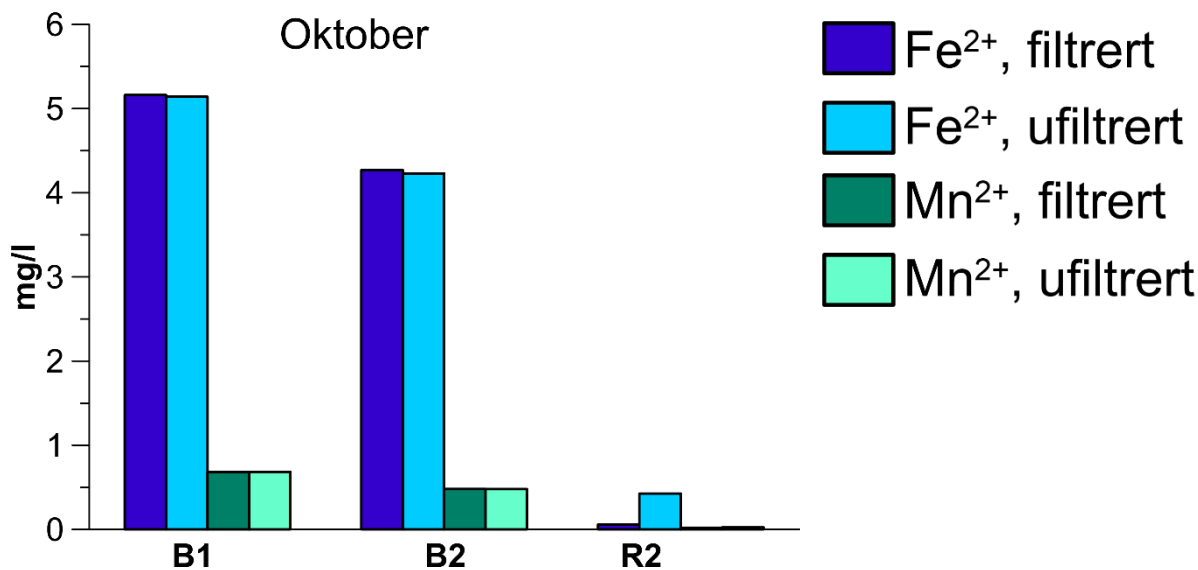
Tabell 7: Ionebalansen for alle prøvetakingene beregnet med hovedionene. *Jern og mangan er tatt med i beregningen.

IBE	B1	B2	R1	R2	IG	L3	H	BO	GS
Oktober [%]	2,0	0,82	-	-0,49	-	-	-	-	-
Februar [%]	-2,7	0,020	-4,8	-0,78	-2,5	-	-	-	-
Mars [%]	-4,0*	-3,8	-10	-6,5	-7,5	-6,7	-4,0	-2,0	-0,20

I grafene i figur 33 presenteres de fysisk – kjemiske parameterne. Alkalitet er noe lavere enn feltnålingene og ligger mellom 2,3 – 4,7 mmol/l. pH har steget noe fra felt til lab. Ledningsevne målingene er relativt lik feltnålingene og varierer mellom 45,5 – 320 mS/m. Fargetallet er lavt og varierer mellom <2 – 3 mg Pt/l. TSS ligger mellom <2 – 18 mg/l, bortsett fra i GS hvor TSS=297 mg/l. For verdiene under deteksjonsgrensen er halvparten av deteksjonsgrensen benyttet i presentasjonen. Turbiditeten varierer mellom 1,1 – 82 NTU. Turbiditeten kunne ikke analyseres i GS på grunn av for høyt slaminnhold.



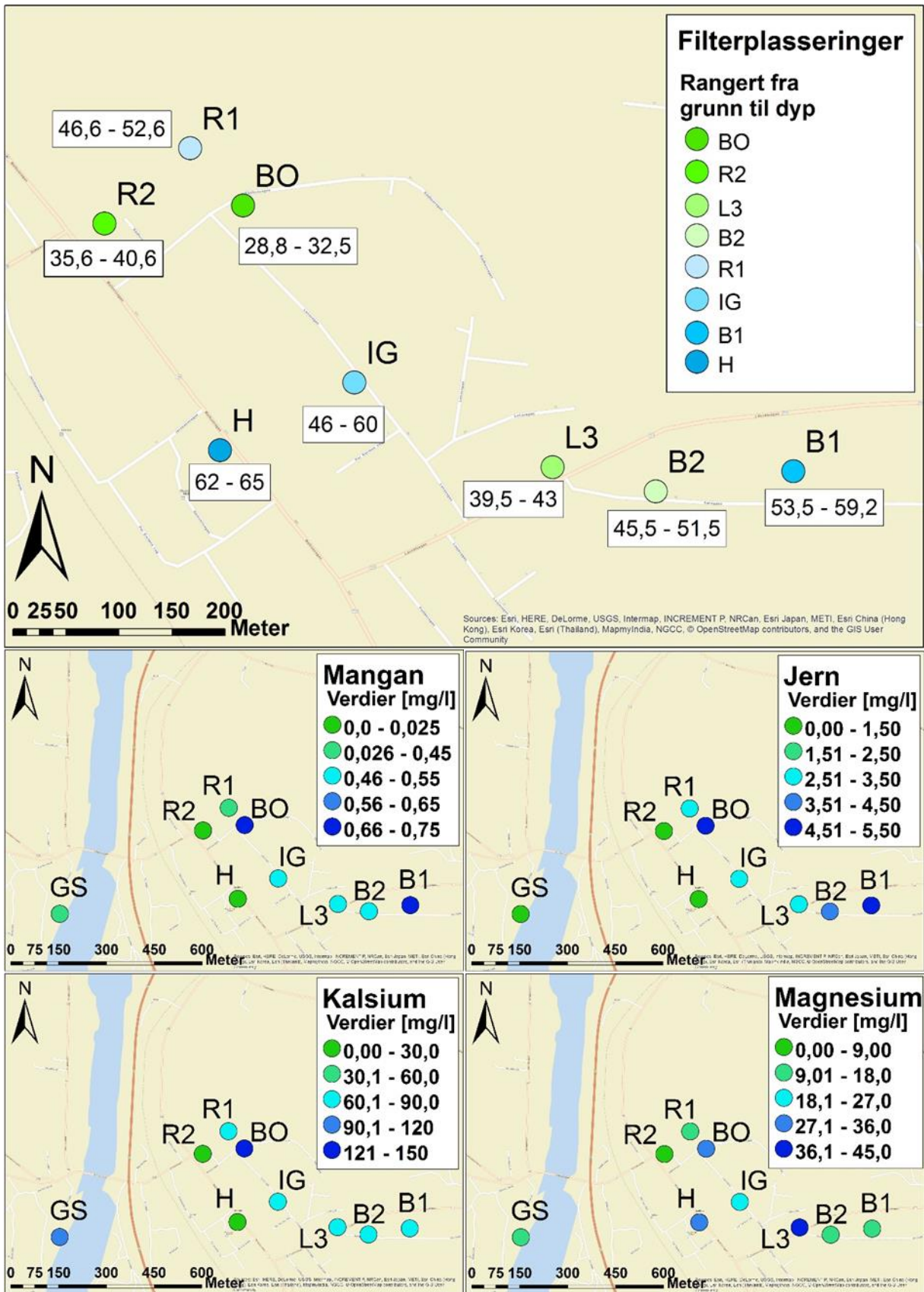
Figur 33: Fysisk-kjemiske parametere målt på lab. Der verdiene var under deteksjonsgrensen er halparten av deteksjonsgrensen brukt. Merk at TSS har logaritmisk skala.



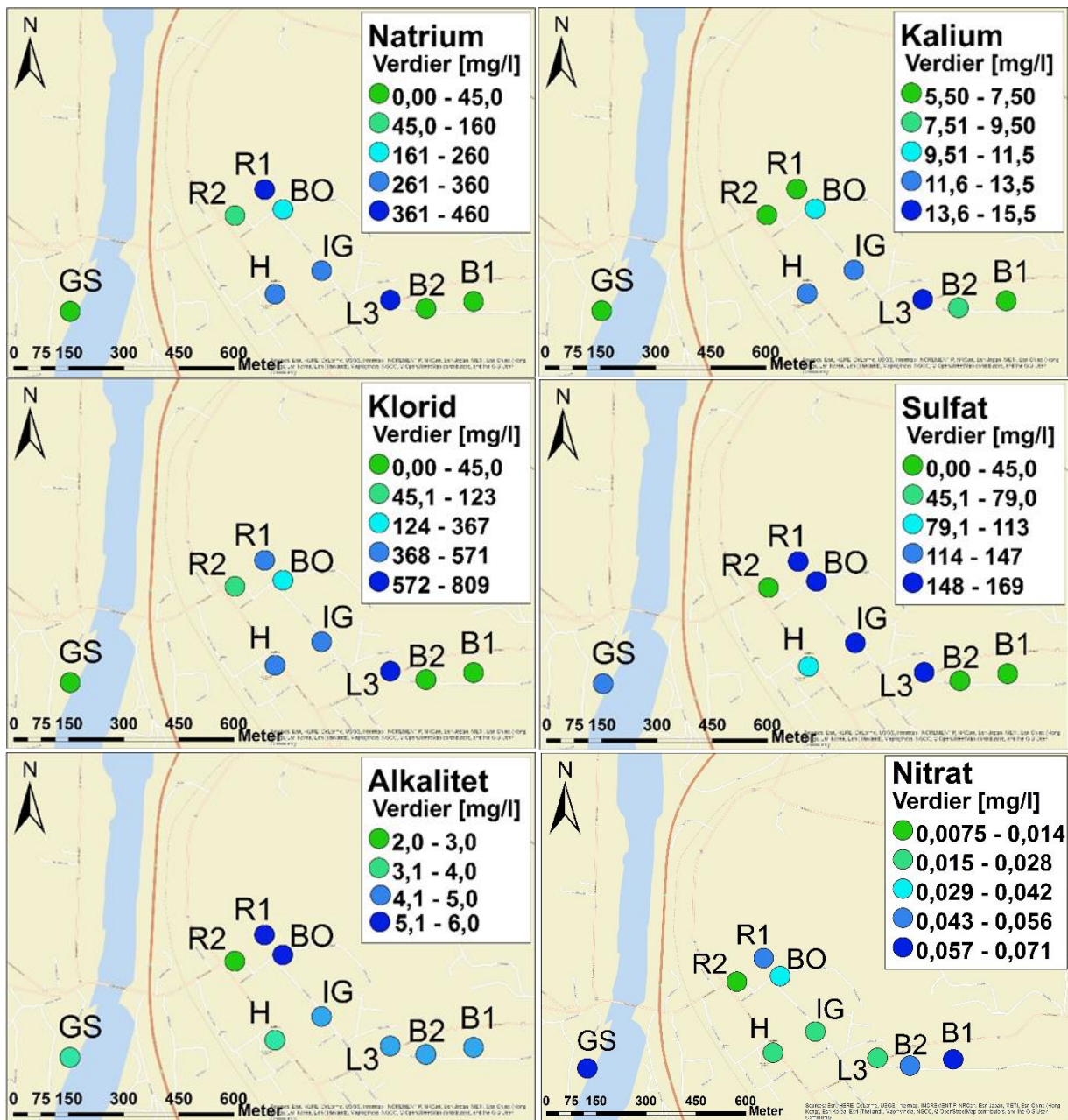
Figur 34: Jern - og manganninnholdet ved hver prøvetakingsrunde. Grafen viser også mengden løst og partikulært jern og mangan gjennom filtrert og ufiltrert prøve.

Figur 34 viser jern – og mangankonsentrasjonen i filtrert og ufiltrert prøve ved alle prøvetakingene. Det er generelt lite partikulært jern og mangan i vannet. Unntaket er BO hvor ca. 15% av jernet er partikulært, og i GS hvor ca. 52% jern er partikulært. Det ser også ut til å være små variasjoner i vannet da den filtrerte prøven enkelte steder har høyere konsentrasjon enn den ufiltrerte.

Kartene i figur 35 viser konsentrasjonene av hovedionene og jern, mangan og nitrat i de ulike brønnene. Fargeintervallene er satt med bakgrunn i resultatene og er ikke sammenlignet med tilstandsklasser. Lav til høy konsentrasjon representeres med fargene grønn til blå. Det øverste kartet viser filterplasseringene som meter under terreng i de ulike brønnene. Resultatene fra februar er benyttet for R1, R2, B1, B2 og IG da ionebalansen var under $\pm 5\%$.

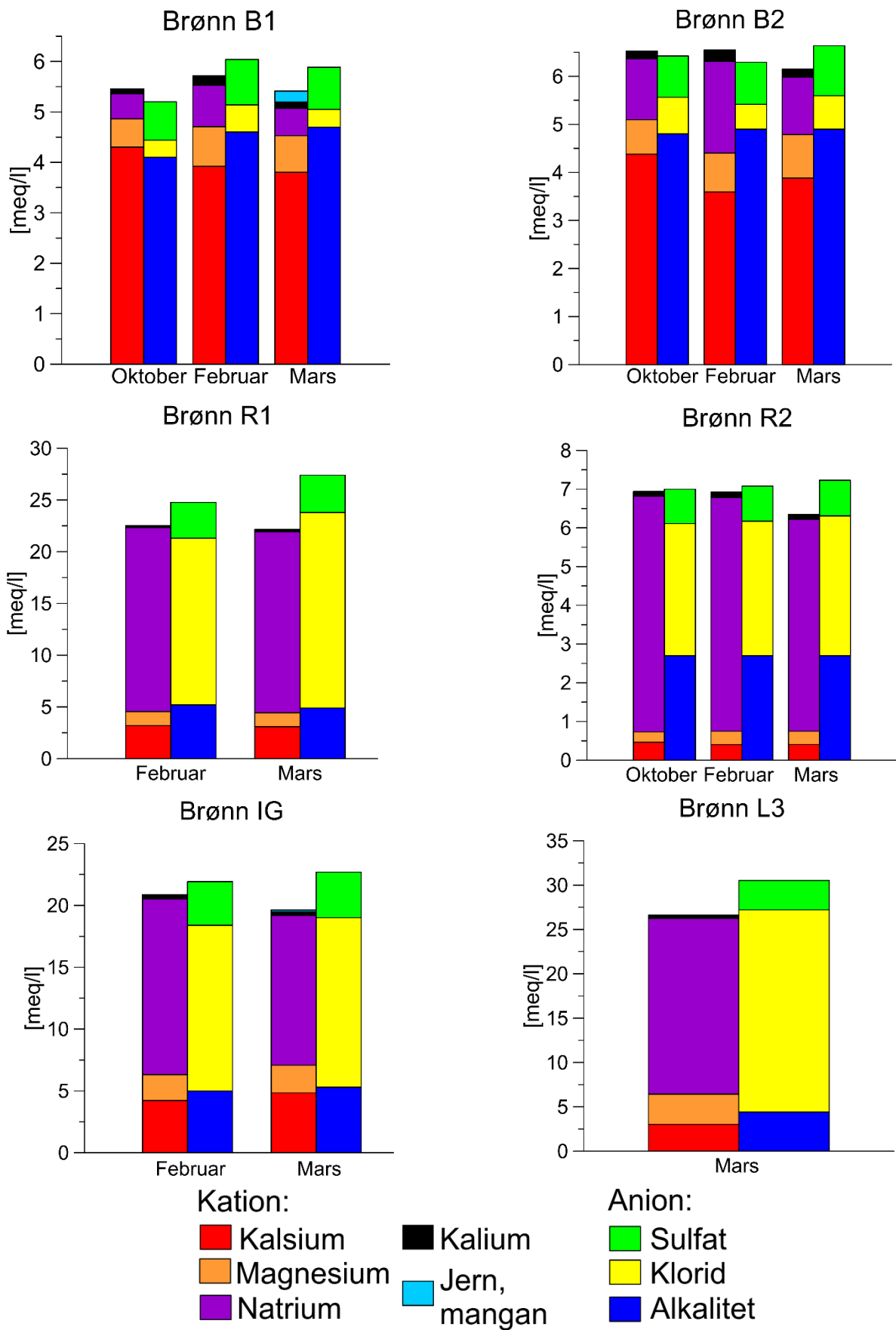


Figur 35: Kartene viser en oversikt over konsentrasjonene av kalsium, mangan og de filtrerte prøvene av jern og mangan i Melhus. Det øverste kartet viser filterplasseringen i brønnene som meter under terreng. Figuren fortsettes på neste side.

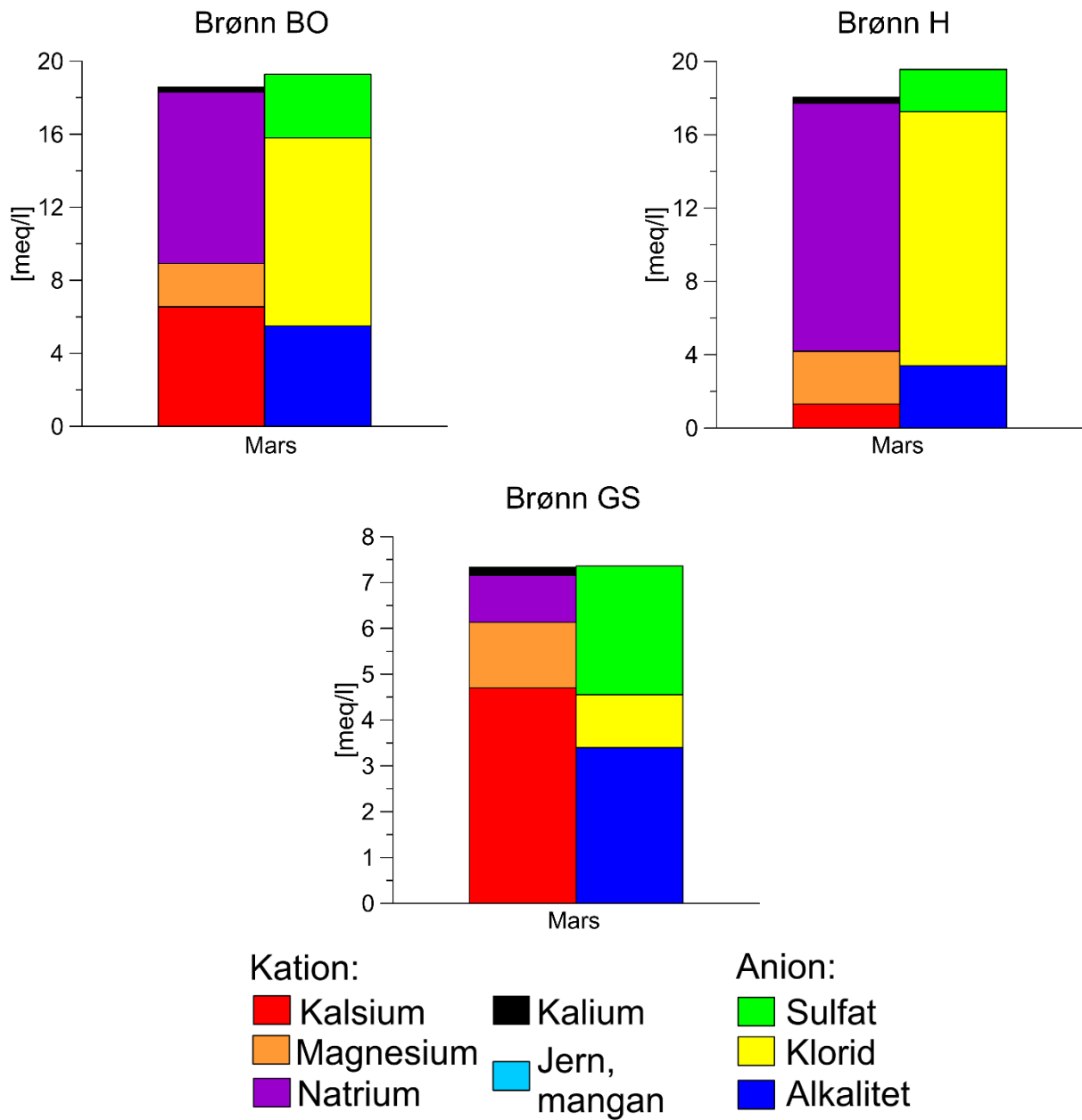


Figur 35: Kartene viser en oversikt over konsentrasjonene av natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat og alkalitet i Melhus. Alkaliteten som presenteres er feltmålingene.

Figur 36 viser konsentrasjonen av hovedionene Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , alkalitet, Cl^- og SO_4^{2-} , samt andre signifikante ioner i de prøvetatte Melhusbrønnene.

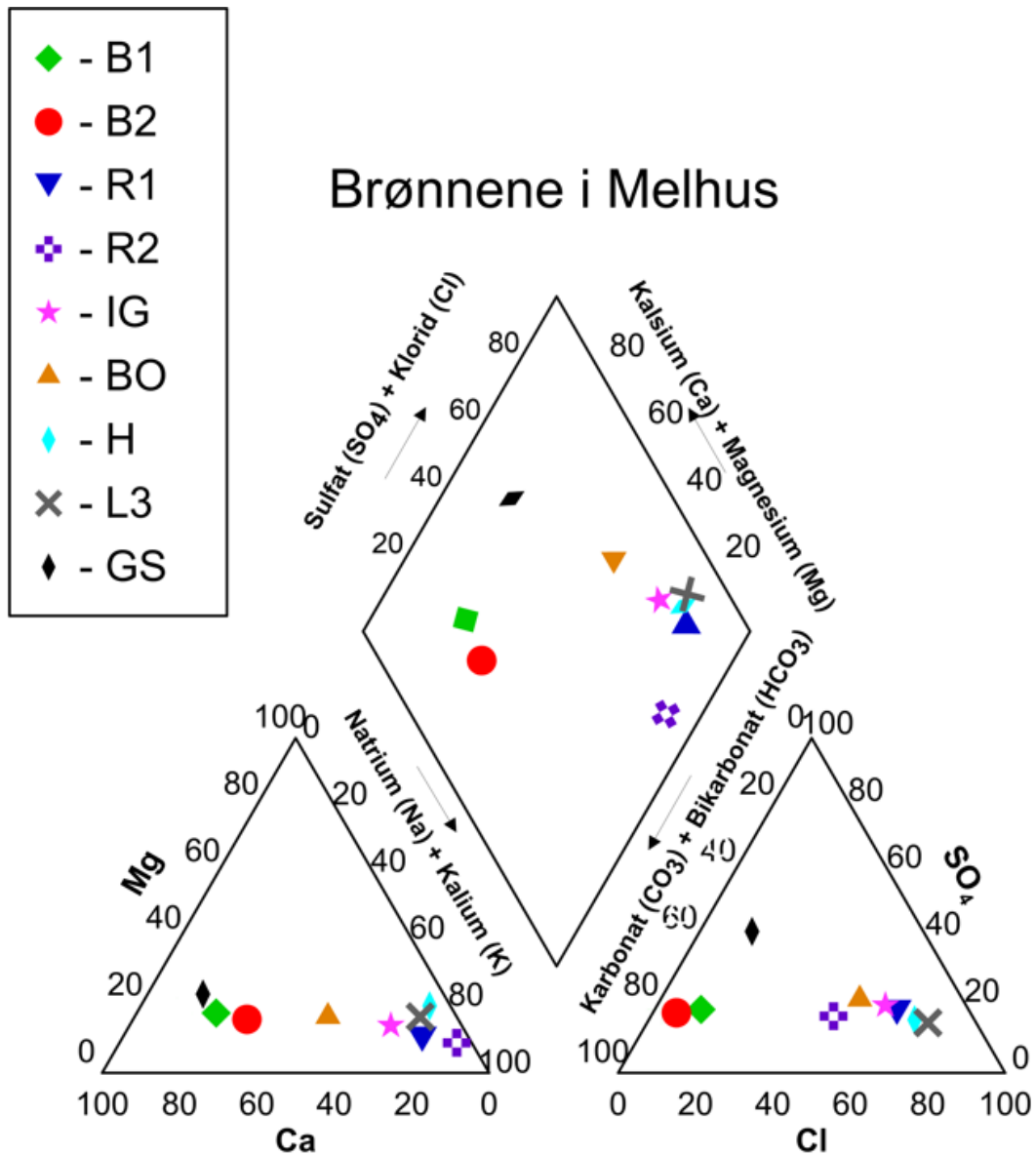


Figur 36: Kjemisk komposisjon i form av histogram for Melhusbrønnene. Figuren fortsetter på neste side.

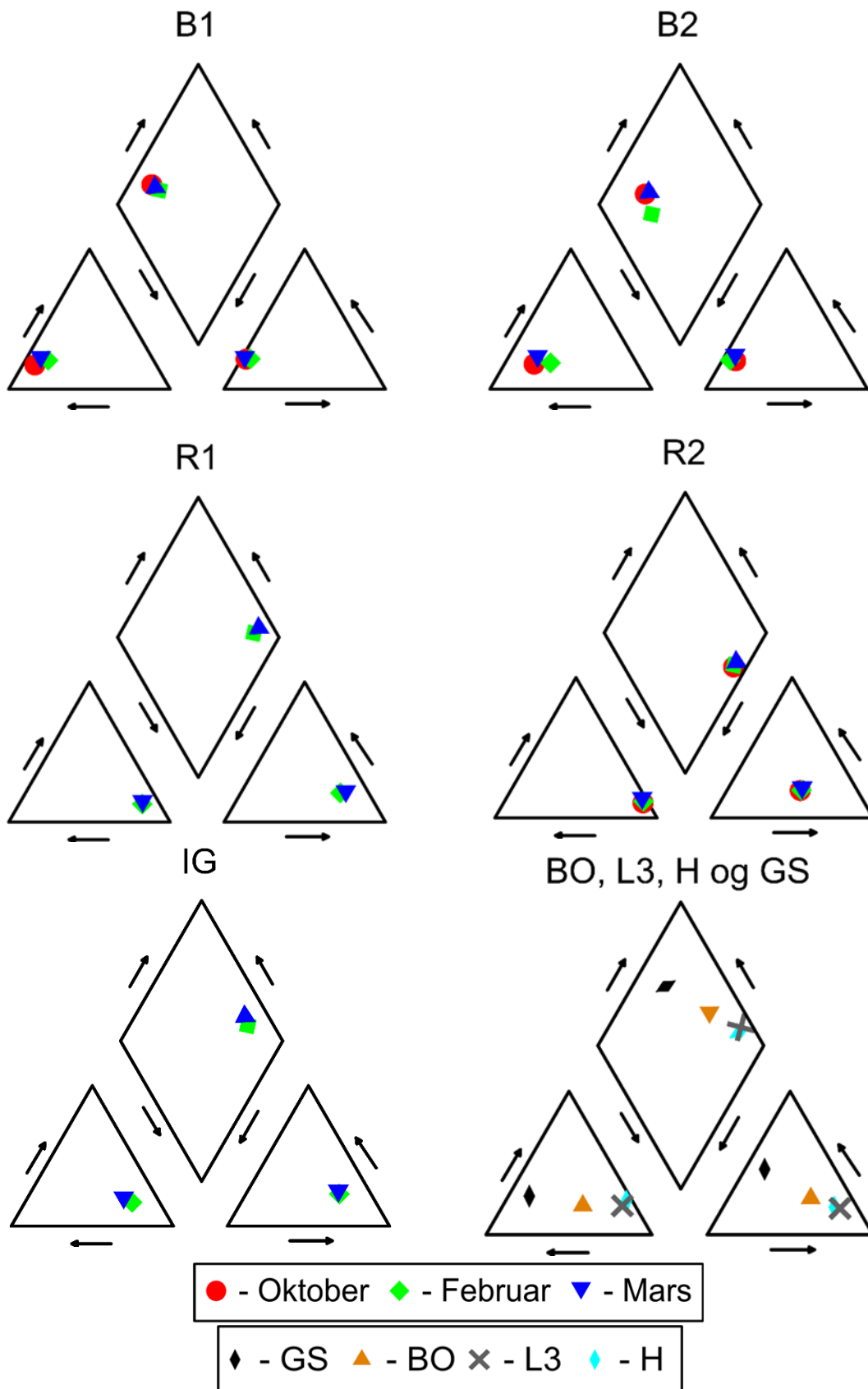


Figur 36: Kjemisk komposisjon i form av histogram for Melhusbrønnene.

Figur 37 og figur 38 illustrerer den kjemiske komposisjonen av hovedioner ved hjelp av Piperdiagram. I figur 37 vises en oversikt over alle brønnene. For B1, B2, R1, R2 og IG benyttes resultatene fra februar på grunn av lavt avvik i ionebalansen. Figur 38 presenterer et Piperdiagram for hver brønn med resultatene fra hver prøvetaking. Brønn B1, B2 og GS er av typen Ca – HCO₃⁻ vann, mens de resterende brønnene er av vanntypen Na – Cl.



Figur 37: Piperdiagram med alle de prøvetatte brønnene i Melhus. For B1, B2, R1, R2 og IG ble resultatene fra februar benyttet.

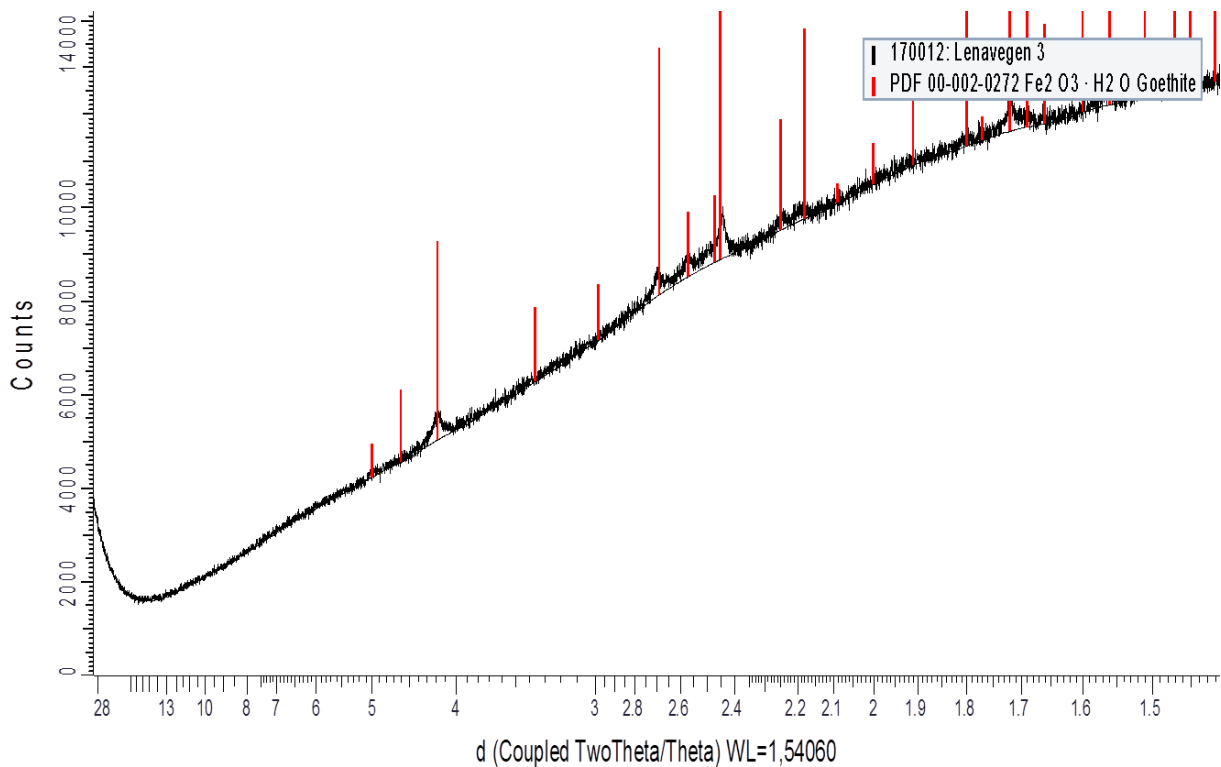


Figur 38: Piperdiagram for hver enkelt brønn. Anleggene i drift, som kun ble prøvetatt en gang hver, er samlet i samme diagram.

5.1.2 XRD - og XRF – analyser

XRD - og XRF – analysene ble utført på utfellingsmateriale fra Lenavegen 3. På grunn av usikkerhet vedrørende kvantifiseringen av resultatet presenteres ikke et fullstendig resultat fra XRF – analysen i oppgaven. Kun jern- og manganinnholdet gjengis her ettersom det var disse parameterne som var av størst interesse. Prøven inneholdt omtrent 80% jernoksid og mindre enn 0,1% manganoksid.

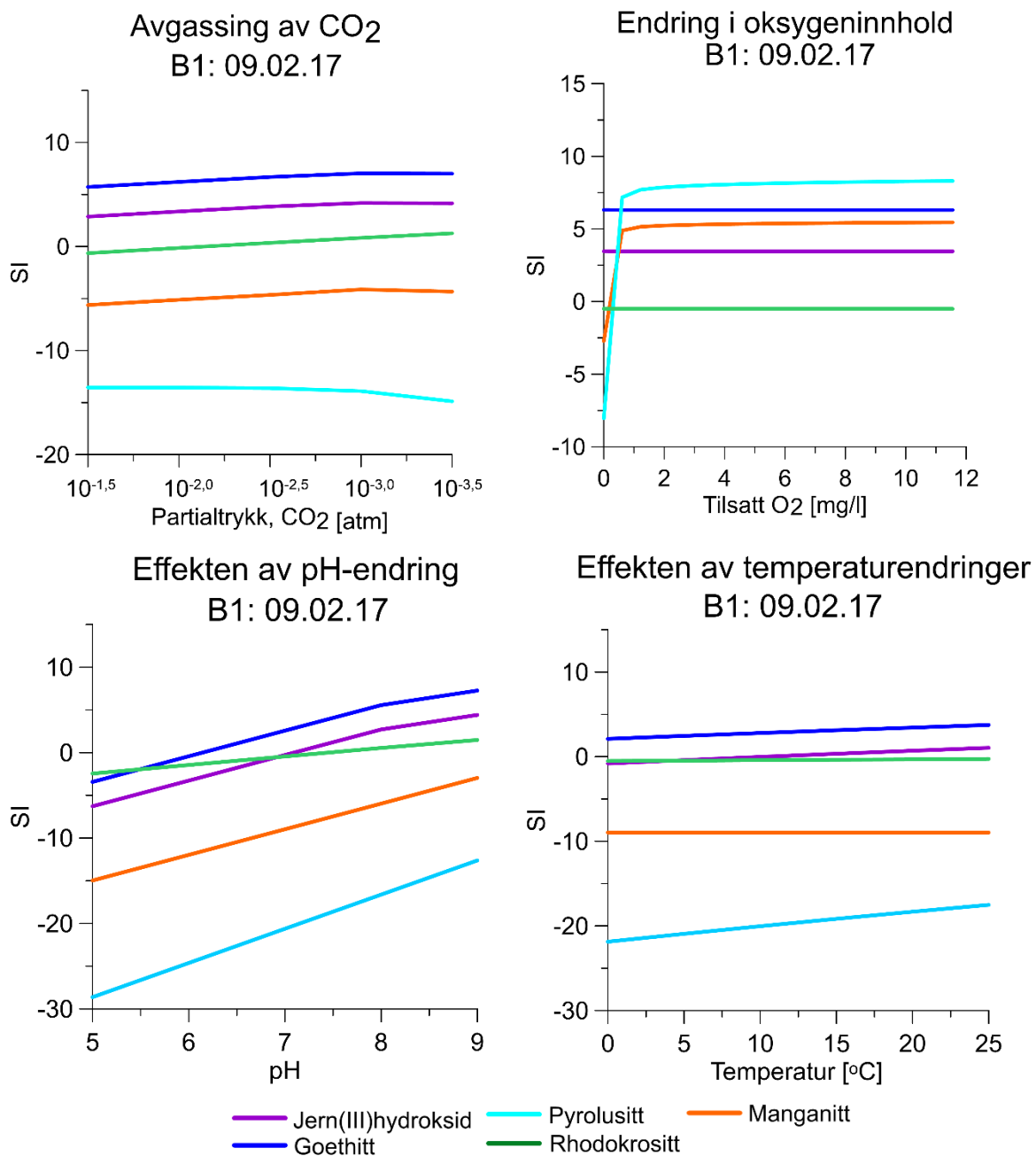
Resultatene fra XRD-analysen presenteres i figur 39 og viser at utfellingsmaterialet inneholder goethitt. Mye av materialet var amorft og analysen kunne derfor ikke kvantifiseres.



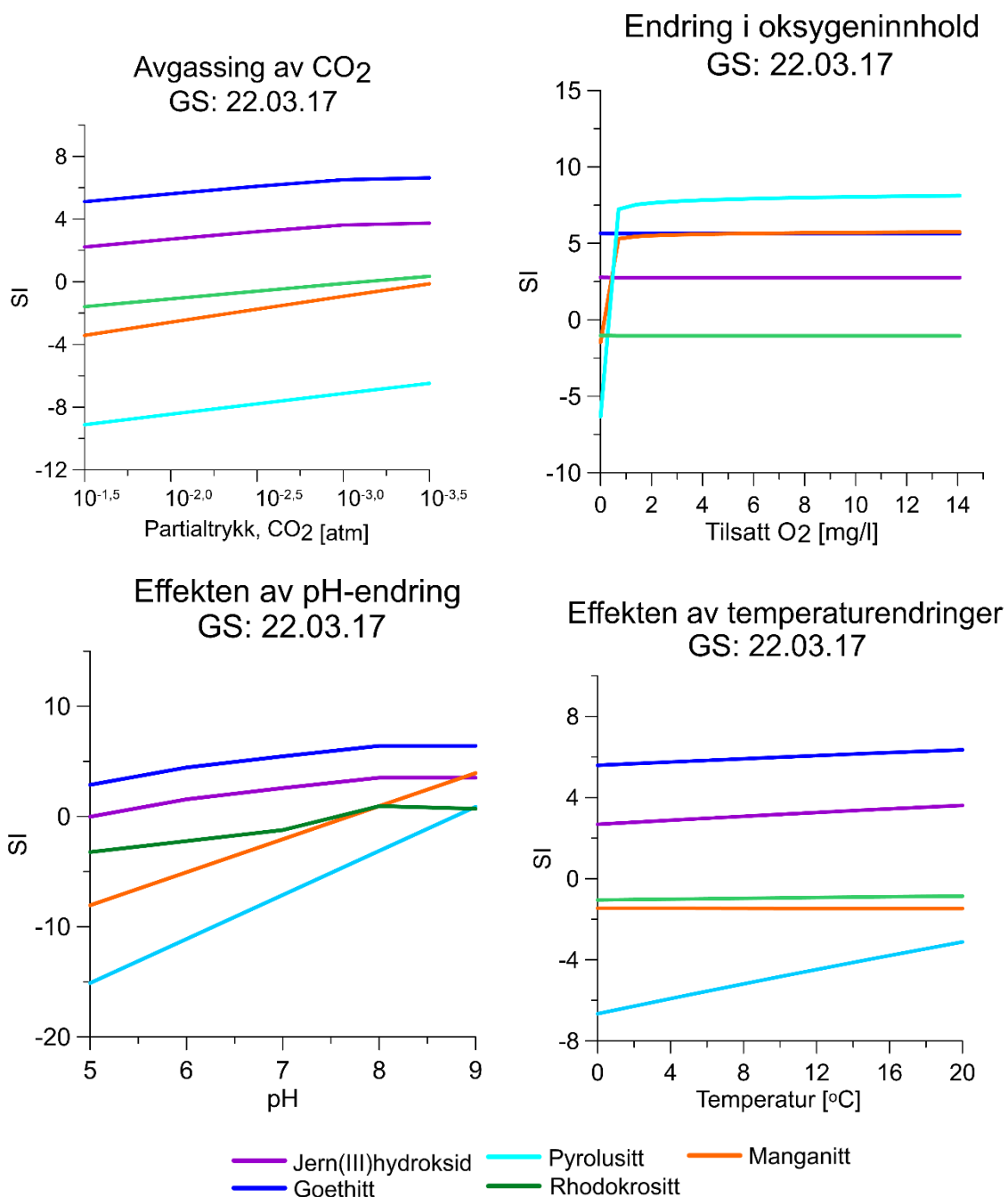
Figur 39: Resultat fra XRD-analyse utført på utfellingsmateriale fra Lenavegen 3.

5.1.3 PHREEQC-modellering

På de neste sidene presenteres resultatene fra simuleringen av grunnvannet i PHREEQC som grafer hvor pH, temperatur, tilsatt oksygen og avgassing plottes mot metningsindeksen til aktuelle jern- og manganfaser. Brønnene uten kontakt med atmosfæren ble modellert med $pe=0,5/Eh=0,028$ volt. Resultatene av simuleringen av vannet i brønn B1 presenteres i figur 40. Brønn GS ble simulert med redokspotensial, $pe=8/Eh=0,44$, og resultatene presenteres i figur 41. Fullstendig resultat fra simuleringene finnes i vedlegg B da brønnene med samme redokspotensial hadde relativt like simuleringresultater. L3 ble modellert selv om avviket i ionebalansen var større enn $\pm 5\%$ ettersom avviket kun overskred med 1,7%.



Figur 40: Modellering av B1 i PHREEQC med $pe=0,5$.



Figur 41: Modellering av brønn GS i PHREEQC med $pe=8$.

5.2 Elverum

Det ble gjort følgende feltobservasjoner i Elverum:

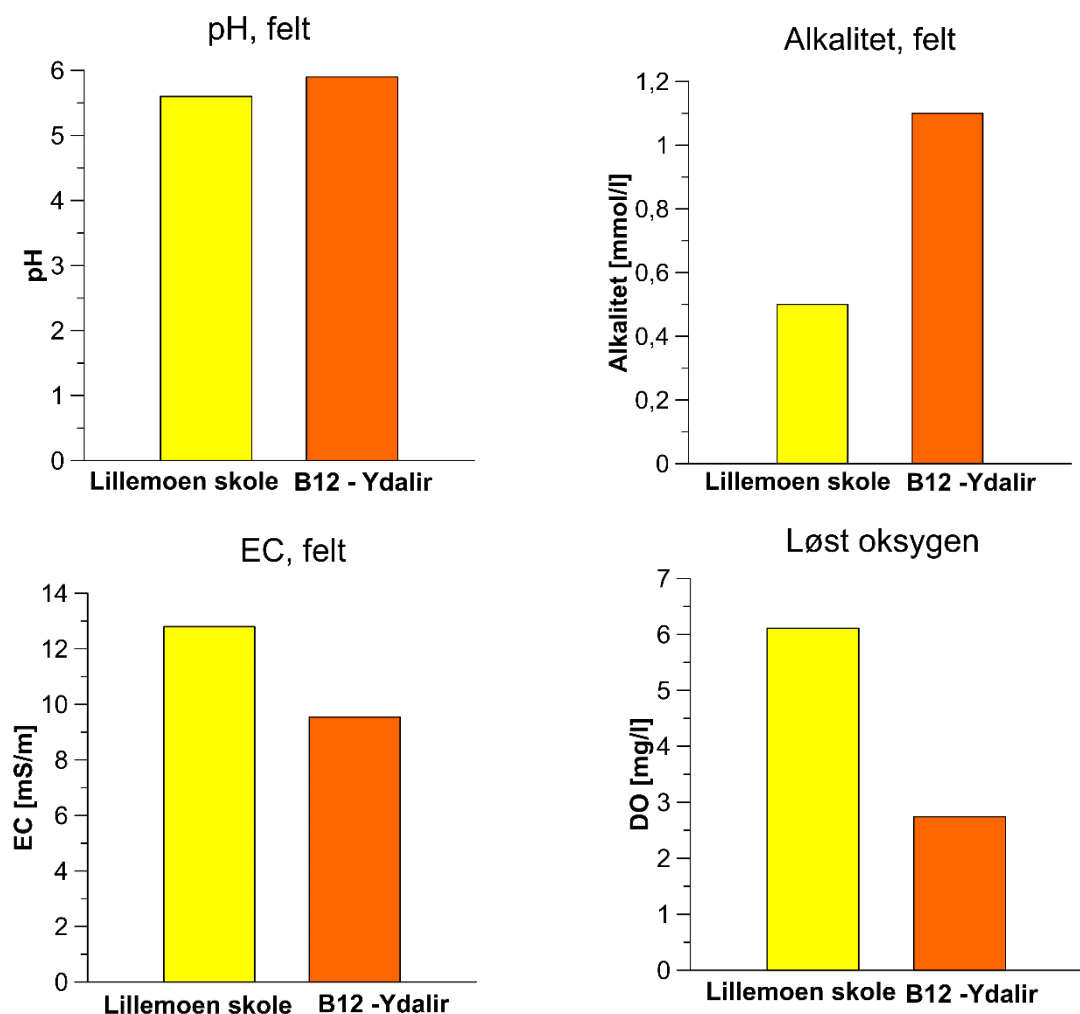
- B12 – Ydalir: Svakt slamfarget vann. Luktet råtne egg gjennom hele pumpetiden. Det var svart utfelling på diverkabelen i peilebrønn 8 som sto like ved.
- Lillemoen skole: Vannet var klart, fargeløst og luktfritt.

Elvenivået til Glomma ble målt i nærheten av Lillemoen skole. Tabell 8 sammenligner elvenivået og den naturlige grunnvannstanden i brønn Lillemoen skole.

Tabell 8: Målinger av høyden over havet ved brønn Lillemoen skole og Glomma, samt naturlig grunnvannsnivå i meter over havet.

	Meter over havet	Grunnvannsnivå i meter over havet
Lillemoen skole, terreng	178,142	164,913
Glomma	163,589	--

Feltmålingene fra Lillemoen skole og B12 – Ydalir i Elverum presenteres i figur 42. Vannet i de to brønnene er surt, har lav alkalitet og lav ledningsevne. Lillemoen skole ser ut til å være delvis oksyderende, mens B12 – Ydalir er reduserende.

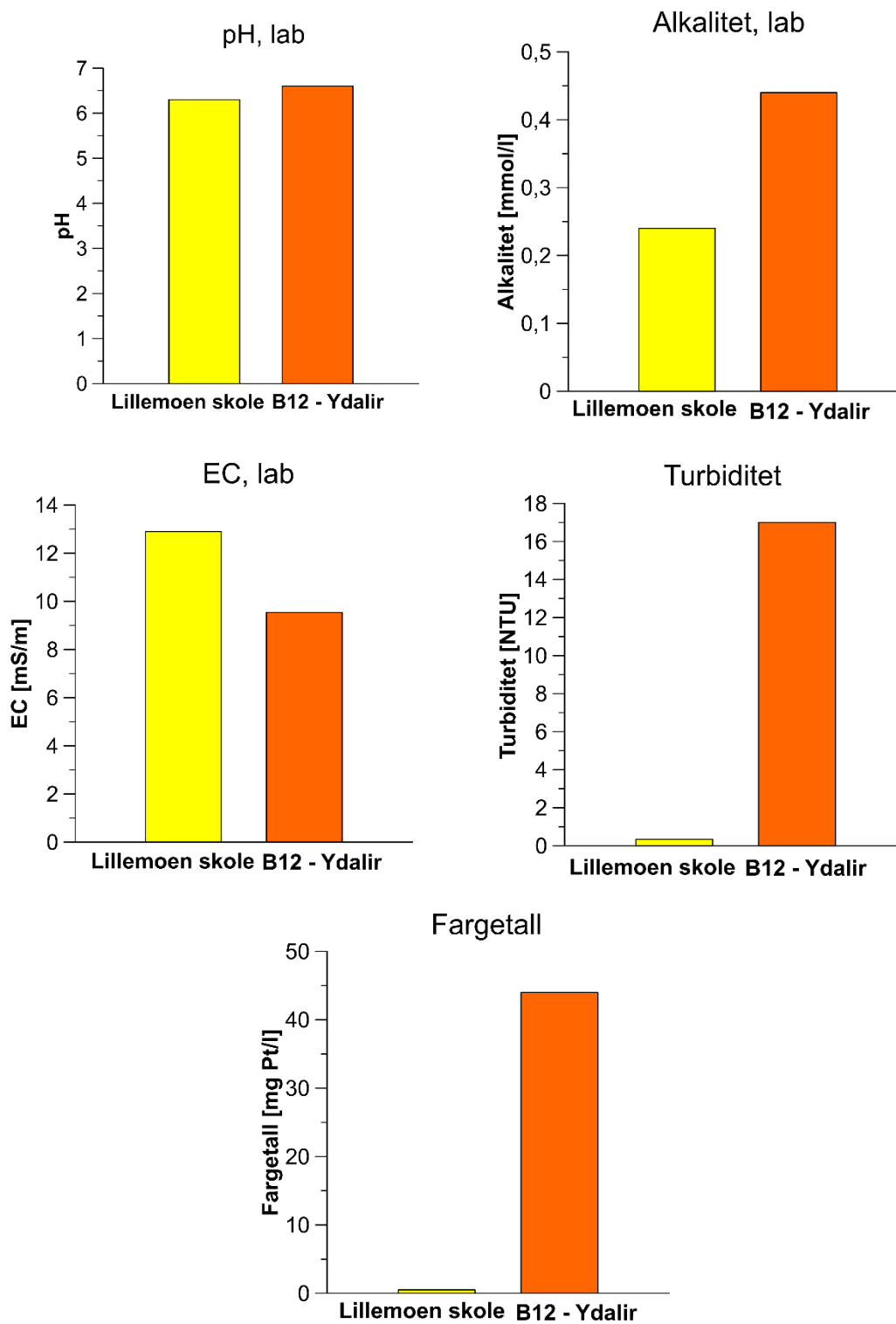


Figur 42: pH, alkalitet, ledningsevne og løst oksygen målt i felt i Elverum.

5.2.1 Resultater fra vannanalysene

De fysisk-kjemiske parameterne analysert i lab presenteres i figur 43. Prøvene ble levert til Analysesenteret 4 – 5 dager etter prøvetakingen og er derfor ikke akkreditert. Det er stor

forskjell på turbiditet og fargetall i de to brønnene. pH har steget med 0,7 siden felt for begge brønnene, mens alkaliteten har sunket med 0,66 mmol/l for B12 – Ydalir og 0,26 mmol/l ved Lillemoen skole.



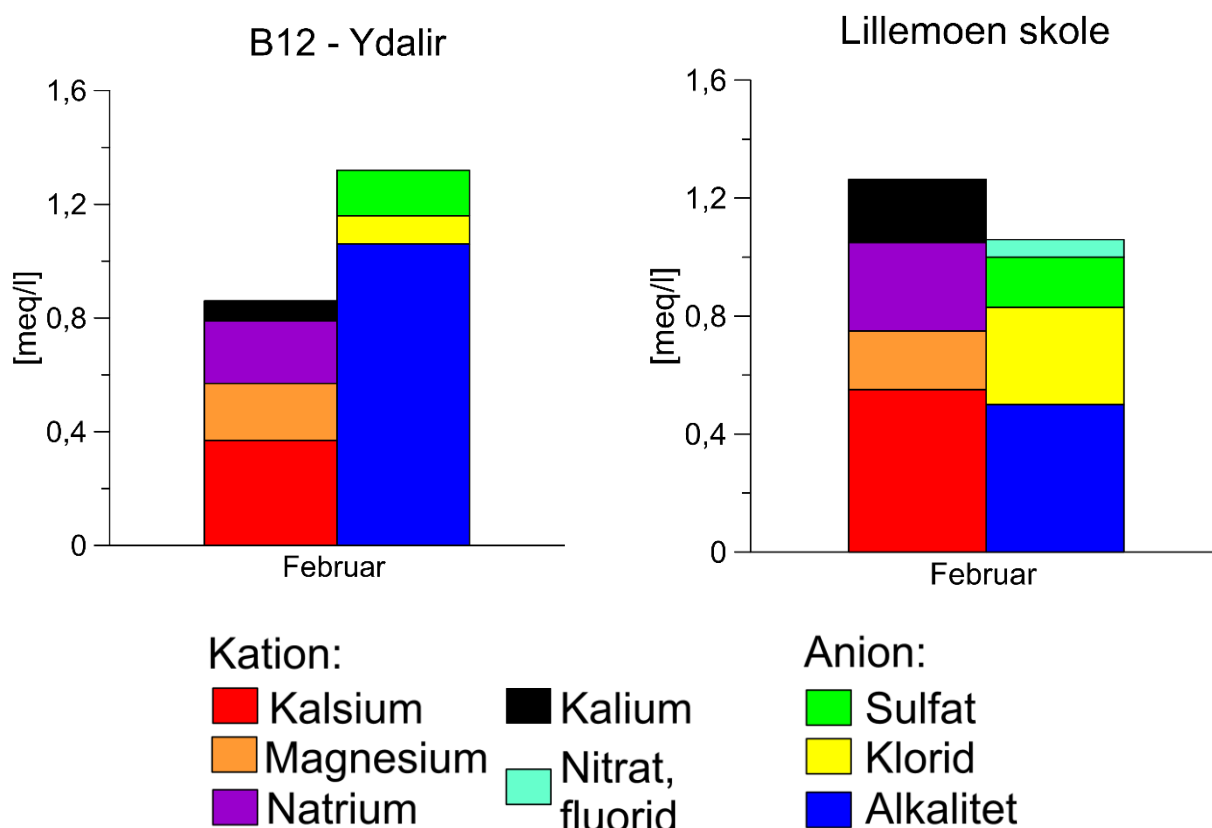
Figur 43: pH, alkalitet, elektrisk ledningsevne og turbiditet for prøvene fra Elverum.

Tabell 9 viser den beregnede ionebalansen for begge brønnene i Elverum. Ionene Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} og alkaliteten. Ved Lillemoen skole ble anionene fosfat, nitrat og fluorid tatt med i beregningen, noe som reduserte feilen fra 12 % til 8,8 %.

Tabell 9: Ionebalansen, IBE beregnet for prøvetakingene i Elverum. Fosfat, nitrat og fluorid ble tatt med i beregningen for Lillemoen skole.

	Lillemoen skole	B12 - Ydalir
IBE [%]	8,8	-22

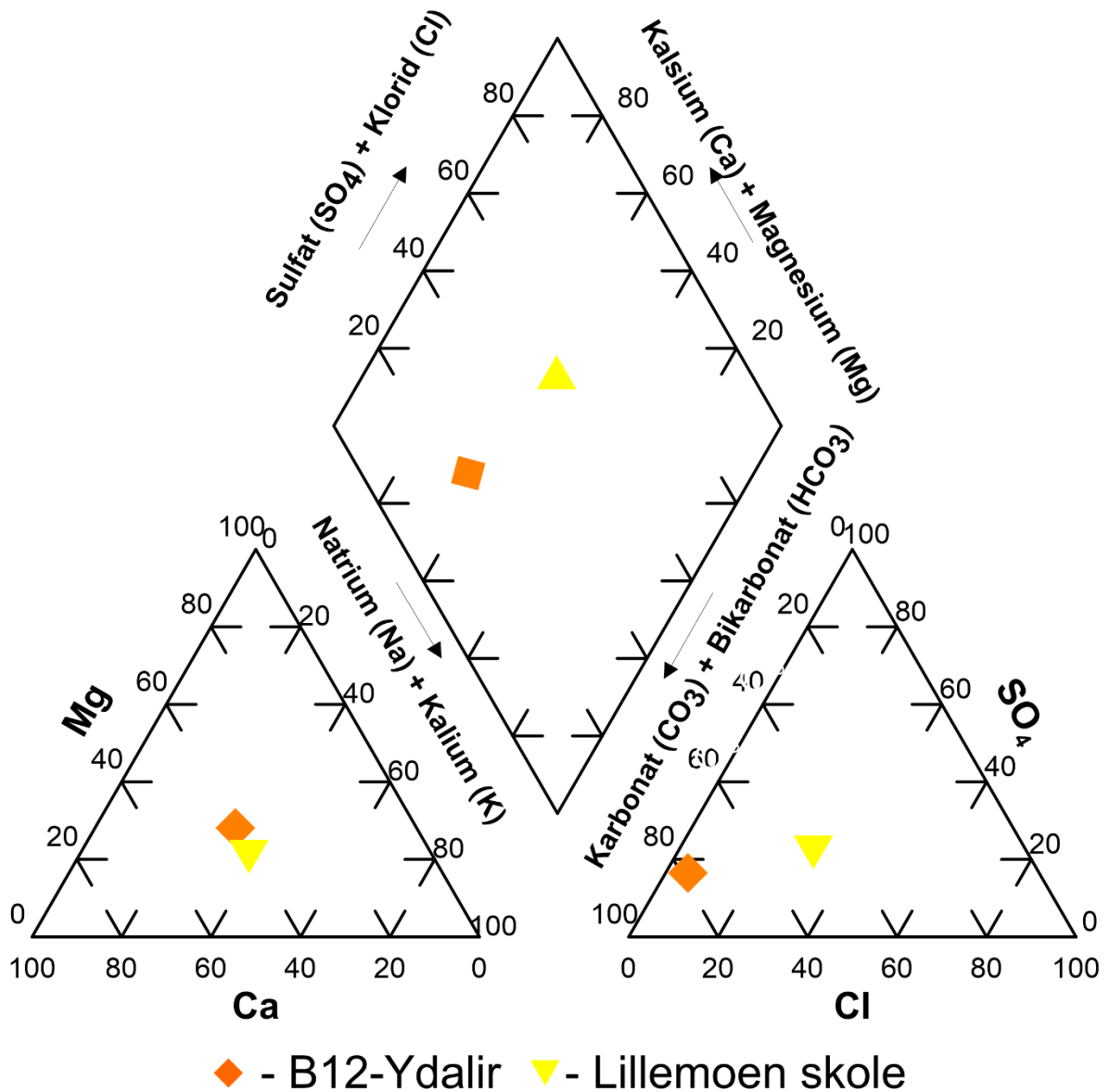
Figur 44 viser den kjemiske komposisjonen til brønnene i Elverum i form av histogram som sammenligner kation- og anionkonsentrasjonene.



Figur 44: Kjemisk komposisjon for Lillemoen skole og B12 - Ydalir i form av histogram.

Figur 45 viser den kjemiske komposisjonen med et Piperdiagram. Grunnvannet i B12 – Ydalir domineres av Ca – HCO₃. Lillemoen skole har ikke én dominerende type.

Brønnene i Elverum



Figur 45: Piperdiagram med resultater fra Elverum.

Tabell 10: Konsentrasjonen av jern og mangan i mg/l i filtrert og ufiltrert prøve.

	Lillemoen skole	B12 - Ydalir
Fe ²⁺ , filtrert [mg/l]	0,0569	2,81
Fe ²⁺ , ufiltrert [mg/l]	0,0632	2,95
Mn ²⁺ , filtrert [mg/l]	0,00306	0,251
Mn ²⁺ , ufiltrert [mg/l]	0,00319	0,251

Tabell 10 viser det totale og det løste jern – og manganinnholdet i de ufiltrerte prøvene. Det ser ut til å være lite partikulært jern og mangan i begge brønnene.

5.3 Blankprøvene

Et utvalg av hovedioner, samt svovel og pH presenteres i tabell 11 med verdier fra en blankprøve laget og analysert av NGU i 2015. Analysene ved NGU ble utført med metodene IC og ICP – AES. De fleste verdiene fra blankprøvene er lavere enn deteksjonsgrensene til analysemetodene ved NGU. Det ser ut til å konsekvent være litt mer kalsium i den ufiltrerte prøven enn den filtrerte i alle blankprøvene. En natriumverdi overskrider også deteksjonsgrensene til NGU. Svovel skiller seg ut med relativt høy konsentrasjon i alle prøvene bortsett fra februar 27.02.17. Det er ikke analysert for svovel ved NGU tidligere.

Tabell 11: Konsentrasjonene av hovedionene, jern, mangan og svovel i mg/l fra blankprøvene, samt en blankprøve laget og analysert av NGU i 2015.

	Oktober 2016		Februar 09.02.17		Februar 27.02.17		Mars 2017		NGU, 2015
	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert
S	1,38	1,58	0,539	0,670	0,00862	< 0.0003	0,974	1,01	Ikke analysert
Na	0,00181	0,00933	0,00860	0,0257	0,114	0,0527	0,0119	0,0286	<0,05
K	0,00837	0,00106	0,0296	0,0309	0,0383	0,0419	0,00879	0,0219	<0,5
Mg	0,00364	0,0010	0,00244	0,00718	0,00715	0,00651	0,00162	0,00676	<0,05
Ca	0,0180	0,0959	0,0118	0,0814	0,0210	0,0670	<0,0003	0,0598	<0,02
Fe	0,00900	0,0108	0,000504	0,00179	<0,000005	0,00103	0,00234	0,00375	<0,002
Mn	<0,000001	<0,000001	0,000095	0,000024	0,000127	0,000067	0,000033	0,000016	<0,001
Cl	<0,01	-	<0,01	--	0,11	--	0,01	--	<0,1
SO₄	<0,07	-	<0,07	--	0,07	--	<0,07		<0,2
pH	5,7	-	6,9		6,2		5,7		5,6

6 DISKUSJON

I dette kapittelet diskuteres resultatene i lys av teorien, feltarbeidet og erfaringer fra anleggene i drift i Melhus og Elverum.

6.1 Metode og presentasjon av data

De fleste prøvene fra brønnene i Melhus har en ionebalanse under $\pm 5\%$, noe som tyder på god nøyaktighet og lite systematiske feil i prosedyre eller analyse (Appelo og Postma, 2005). For prøvene tatt i mars hadde flere av prøvene avvik i ionebalansen, hvor det største var -10% . Det ble ikke funnet flere signifikante ioner, unntatt i brønn B1 ved brannstasjonen hvor jern og mangan reduserte avviket til -4% . I begge prøvene fra Elverum var avviket høyt, spesielt i brønn B12 – Ydalir hvor ionebalansen var -22% . Presisjonsfeil, som ifølge Appelo og Postma (2005) er tilfeldige feil i prosedyren, er en mulig årsak til avviket. Siden ICP – MS analysen er svært følsom (Misstear et al., 2007) og krever stor forsiktighet ved prøvetaking av kation (Jæger, 2010) kan slike presisjonsfeil skje ved at man for eksempel er uheldig å komme borti spissen på filteret og sprøyten eller nedi prøveflasken. Siden PHREEQC bruker resultatene fra vannprøvene som utgangspunkt (Parkhurst og Appelo, 2013), vil unøyaktige resultater føre til simuleringer med høy usikkerhet. Resultatene fra Elverum ble derfor ikke modellert.

Alkaliteten kan også være en feilkilde, da det kan være vanskelig å bestemme nøyaktig omslagspunkt ved filtrering i felt. Avviket i ionebalansen ble ikke bedret av å benytte labmålingene av alkaliteten. Ifølge Banks (2015) kan hydrolyse og oksidasjon av jern ved transport og lagring av vannprøven føre til at alkaliteten reduseres. Alkaliteten var systematisk lavere i lab enn i felt for alle prøvene. Det ble derfor valgt å benytte feltmålingene av alkalitet i resultatpresentasjonene og modelleringen for alle prøvene. pH – målingene korrelerte stort sett bra mellom felt og lab, men noe økning forekom. Avgassing av CO_2 ved transport og lagring kan være årsaken (Appelo og Postma, 2005). Feltmålingene for pH ble derfor benyttet i modelleringen av grunnvannet.

Resultatene i figur 34 viste generelt liten forskjell på filtrert og ufiltrert prøve som, ifølge Misstear et al. (2007), tyder på et lavt innhold av partikulært jern og mangan. Prøvene ble filtrert og surgjort i felt, og det ble ikke observert partikler på filteret. Det ble derfor antatt at lite jern og mangan ble felt ut ved filtrering. De filtrerte verdiene av jern og mangan ble derfor benyttet for alle brønnene i kartene i figur 35 og i modelleringen i PHREEQC. I returavløpet til Gimse skole, GS, var over 50% av jernet var partikulært og to filter måtte benyttes til filtreringen av

metallprøven. Det suspenderte stoffet har trolig redusert filterstørrelsen og ekskludert mer enn det skal. Vannet ved GS var også oksyderende som, ifølge Postawa (2013), fører til at jern oksyderes og felles ut. De filtrerte verdiene ble likevel benyttet for GS da vannprøven mest sannsynlig ikke representerer grunnvannet fra produksjonsbrønnen.

Kvalitetssikring av prosedyre og analyse ble kontrollert med blankprøver av avionisert vann. De fleste konsentrasjonene lå under deteksjonsgrensene for analyseteknikken ICP – MS og ionekromatografi. Ifølge Misstear et al. (2007) er ICP – MS en svært følsom teknikk hvor selv avionisert vann ikke er helt rent. Dette kan være årsaken til at noen av verdiene overskrider deteksjonsgrensen til ICP – MS. Sammenlignes resultatene med resultater fra andre analysemetoder utført på NGU, ligger de fleste konsentrasjonene fra ICP – MS – analysen under deteksjonsgrensen til de andre analysemetodene. De små overtredelsene kan skyldes forurensing av blankprøvene, men konsentrasjonen av hovedionene i vannprøvene er mye høyere enn i blankprøvene og det virker derfor lite sannsynlig. Svovelskonsentrasjonene skiller seg ut da den er høyere enn for de andre elementene i tre av fire blankprøver. Ifølge Øystein Jæger, senioringeniør ved NGU (epostkorrespondanse i forbindelse med blankprøveresultatene 01.11.16 – 16.12.16) er ikke svovelinholdet analysert med ICP-MS ved NGU tidligere. Det er derfor ingen verdier å sammenligne med, og det er vanskelig å si hvor svovelet kommer fra. Vannet kan ha blitt forurenset ved oppbevaring gjennom utlekking fra beholderen. Sprøyte, filter, syren eller prøveflaskene blankprøvene og grunnvannet tas på er også en mulig kilde. Bortsett fra de forhøyede svovelverdiene ser prøvetakingen og analyseresultatene ut til å være riktige.

Ved prøvetaking av anlegget på Idegården uten slange koblet på kranen var oksygenmengden svært høy i forhold til de andre målingene i Melhus. Med slange ble oksygeninnholdet kraftig redusert. Også brønn BO ved Buen omsorgssenter og brønn H ved Høvdingen, som ble målt uten slange koblet på, hadde forhøyede verdier av løst oksygen. Dette understreker viktigheten av en lufttett gjennomstrømningscelle ved feltmålinger (Misstear et al., 2007).

6.2 Vannkjemien i Melhus

Grunnvannet hadde høy alkalitet og dermed bufferkapasitet. Vannet vil derfor kunne motstå store svingninger i pH (Brattli, 2009). pH varierer mellom 7 og 8,6, og ligger innenfor normalen for grunnvann ifølge Hiscock og Bense (2014). Fargetallet var generelt lavt i de fleste brønnene, noe som tyder på lavt innhold av humus og humus kompleksbundet til jern og mangan (Brattli, 2009). Mengden løst oksygen indikerer en reduserende tilstand i akviferen. Returavløpet til

Gimse skole, GS, er som nevnt i kontakt med atmosfæren og representerer mest sannsynlig ikke vannet fra produksjonsbrønnen. For å undersøke de faktiske forholdene i produksjonsbrønnen bør den prøvetas.

Ifølge Banks (2016), kan så lite som 1mg/l totalt suspendert stoff (TSS) føre til igjentetting av injeksjonsbrønner. Alle brønnene, bortsett fra R2 ved rådhuset og H ved Høvdingen, har TSS – verdier som kan bli problematiske. Spesielt prøven fra returavløpet GS som inneholdt 297 mg/l suspendert stoff. En del av denne verdien kan skyldes utfellinger. Dette gjenspeiles i den ufiltrerte metallprøven hvor jerninnholdet økte med 50 %. Ellingsen (1992) mener slam i grunnvann kommer av breslam eller leire. Melhus har en tykk leiravsetning som kan være årsaken til slaminnholdet. Dette illustreres i profilet i figur 16 og brønnloggene i figur 20 . Banks (2016) anbefaler et filter plassert før varmeveksleren i slike situasjoner. Hvis returbrønnen allerede er tett, kan pumping fra returbrønnen løse problemet. Verdien fra brønn H ved Høvdingen er mest sannsynlig ikke representativ for de faktiske forholdene da det prøvetatte vannet var filtrert. Anlegget har, ifølge Erlend Dyrendahl, vaktmester ved Høvdingen (samtale i forbindelse med prøvetaking, 24.03.17) hatt problemer med igjentetting av slam tidligere.

Høy ledningsevne gjenspeiles av mengden oppløste ioner i vannet. B1, B2 og GS var av vanntypen $\text{Ca} - \text{HCO}_3^-$. Disse brønnene har, ifølge Banks et al. (1998a), et modent grunnvann som har fått tid til å reagere med omgivelsene. De resterende brønnene hadde vanntypen $\text{Na} - \text{Cl}$. Denne vanntypen regnes ofte for å være umodent vann. Den høye alkaliteten og pH vist i figur 31 tyder på det motsatte da høy alkalitet og pH tyder på lang oppholdstid. Lavt nitratinnhold tyder også på lite nydannelse av grunnvann da nitrat kommer fra innsig av overflatevann eller menneskelig forurensning (Banks et al., 1998a). Som nevnt av Banks et al. (1997) kan høyt $\text{Na} - \text{Cl}$ innhold skyldes utlekking av porevann fra overliggende marin leire og/eller fossilt grunnvann. Dette er sannsynligvis tilfellet her da det finnes mektige leiravsetninger i Melhus, spesielt over brønnene ved Høvdingen og Idegården. Andersson og International Energy (1992) mener høyt innhold av klor øker sannsynligheten for gropkorrosjon, noe som kan bli et problem i Melhus. Rustfritt stål med legering av molybden, krom eller nikkel bør benyttes i situasjoner hvor gropkorrosjon kan forekomme.

Fra hovedionene presentert i histogrammene, samt ledningsevnen, ser det ut til at de nye brønnene har et lavere innhold av oppløste stoffer enn brønnene i drift. Unntaket er R1 ved rådhuset som har et høyt innhold av oppløste stoffer selv om den ikke er i bruk. Dette kommer

tydelig frem i kartene i figur 35. Ved å sammenligne filternivået til alle de nærliggende brønnene ved rådhuset ble muligheten for at brønnen ble påvirket av en annen brønn i drift undersøkt. Kun produksjonsbrønnen IG ved Idegården hadde filteret plassert i samme nivå. Brønnen er dyp, og en annen mulig årsak er at den kan ha blitt boret inn i en lomme med grunnvann med høyt saltinnhold og lav mobilitet.

Alle brønnene bortsett fra R2 har jern – og mangankonsentrasjoner som overskrider grenseverdiene i Drikkevannsforskriften (2002) for drikkevann. Disse er nødvendigvis ikke like relevante for grunnvannsbaserte grunnvarmeanlegg, men er de eneste norske grenseverdiene for grunnvann forfatter har funnet. Studiet til Banks et al. (1997) fant at de fjellbrønnene med høyest manganverdi i Trøndelag var plassert i grønnstein, grønnskifre, amfibolitt eller glimmer. For jern kunne ikke dette bestemmes, men konsentrasjonene i fjell- og løsmassebrønnene var svært like. Ifølge Reite (1983) består løsmassene i Melhus hovedsakelig av disse bergartene, samt sandstein. Disse massene kan være en mulig kilde til manganet i vannet. Jernet stammer sannsynligvis også fra den omkringliggende berggrunnen og løsmassene, men en spesiell bergartstype kan ikke pekes ut fra resultatet i studiet til Banks et al. (1997). Fra kartene i figur 35 ser det ut til at brønnene nærmest Melhus – ryggen har høyest jern – og mangankonsentrasjoner. Storrø (2000) mener grunnvannsstrømningen går fra nord til sør i det øvre løsmasselaget ved Lena – området, og at brønnene ved Lena terrasse mates av Melhus – ryggen. Fra denne påstanden kan det virke som jern – og mangankonsentrasjonene kommer fra Melhus – ryggen. Det er uvisst hvor dypt strømningen fra Melhus – ryggen går. Det er ca. 25 m mellom filternivået til den grunneste brønnen BO ved Buen omsorgssenter og B1 ved brannstasjonen. Brønnene har i tillegg ulik vanntype. Det kan derfor være flere årsaker til at konsentrasjonen av jern og mangan er høyere langs Melhus – ryggen, og det er utfordrende å peke ut en bestemt årsak.

Erfaringer fra anleggene i drift, samt observasjoner av rust på diverkablene og oransje utfelling i de ukonserverte prøvene i figur 32, tyder på at jern kan felle ut fra vannet. Det er også tydelig i utfellingsprøven fra Lenavegen 3 som besto hovedsakelig av jernoksider, hvor noe hadde blitt krystallisert til goethitt. B1 ved brannstasjonen hadde høyest jernkonsentrasjon som varierte mellom 5,16 – 5,46 mg/l i de tre prøvetakingene. Som nevnt i tabell 5 hadde denne brønnen en tydelig lukt av råtne egg ved pumpestart, noe som tyder på reduserende forhold som holder jernet løst. Brønnen står også lengst vekk fra elva og får mindre påvirkning av det mer oksyderende elvevannet.

De svarte partiklene i brannstasjonsbrønnene B1 og B2 kan være mangan basert på de relativt høye mangankonsentrasjonene og fargen. Dette kan ikke bekreftes uten videre undersøkelser. Utfellingene fra anleggene i Melhus sentrum har vært rustfarget, og analysen av utfellingsmaterialet fra Lenavegen 3 besto kun av 0,1% mangan. Det er tydelig at den høye aktiveringsenergien til mangan (Crerar og Barnes, 1974) gjør at ionet ikke oksyderes like lett som jern. Ifølge Collins og Buol (1970) og Hem (1963, 1964) i Crerar og Barnes (1974) kan løsmasser som kvartssand fungere som en katalysator for mangan ved oksyderende forhold, og føre til at det felles ut lettere. Flugsrud (in prep.) fant at de undersøkte løsmassene ved rådhuset, R2, og B2 ved brannstasjonen domineres av kvarts. Kommer vannet i kontakt med oksygen i disse løsmassene kan dette øke sannsynligheten for manganutfellinger som kan føre til utfellingsproblemer.

For å holde jern og mangan oppløst i vannet bør all kontakt med luft unngås. Alle ventiler og koblinger må derfor være tette. Returvannet må injiseres under grunnvannsspeilet for å unngå at vannet kommer i kontakt med luft (Lindblad-Påsse, 1986). Prøvetakingen i Idegården med og uten slange var et godt eksempel på hva som skjer om returvannet får et fritt fall før det treffer vannoverflaten. Uten slange var mengden løst oksygen tre ganger så stor som ved bruk av slange. Ligger grunnvannsspeilet dypt kan det oppstå et undertrykk i slangen og luft vil trenge inn. Dette kan ifølge Lindblad-Påsse (1986) unngås med en innsnevring i røret. Ifølge erfaringer fra Lena Terrasse, som beskrevet av Riise et al. (2015), er det også svært viktig at grunnvannspumpa ikke står i filteret slik at grunnvannsspeilet kan senkes ned under øvre filterkant. Lindblad-Påsse (1986) mener også at grunnvannstyper med ulik kjemisk sammensetning ikke burde blandes da dette kan endre den kjemiske komposisjonen i vannet slik at sjansen for utfelling øker. Grunnvannet ved brannstasjonen burde derfor ikke blandes med grunnvannet i de andre brønnene i Melhus.

Bakterieinnholdet er ikke undersøkt i denne oppgaven da ingen av de tilgjengelige laboratoriene utførte slike undersøkelser. Skulle det vise seg at det er jernbakterier i vannet, kan vannet behandles med et oksyderende desinfeksjonsmiddel og en syre. Sjokk-klorering er effektivt om vannet inneholder jernbakterien *Gallionella* (Lindblad-Påsse, 1986). Dette kan føre til utfellinger av jern – og manganforbindelser av Cl_2 . Et UV-filter kan også benyttes for å desinfisere vannet, men det krever at turbiditeten er lav, og at det er liten sannsynlighet for utfelling da bakteriene kan skjule seg bak partiklene (Banks, 2016). I Melhus bør man derfor forsikre seg om at sjansen for utfelling er redusert så mye som mulig før bruk av UV da

erfaringer, gjengitt av Riise et al. (2015), og jern – og mangankonsentrasjonen tilsier at utfelling kan skje.

Som nevnt av Lindblad-Påsse (1986) kan grenseverdier gi falsk trygghet ettersom vannkjemien kan endre seg når vannet pumpes opp fra akviferen. Disse endringene kan komme av trykkforandring som igjen fører til avgassing av CO₂ og økning i pH (Banks, 2012). Korrosjon kan føre til endringer ved å for eksempel frigjøre metallioner som igjen kan felles ut ved kontakt med luft (Lindblad-Påsse, 1986). For å avdekke endringer i vannkjemien eller utfelling i systemet anbefaler Lindblad-Påsse (1986) å ta jevnlig vannprøver. Utfelling i varmeveksleren fører til dårligere varmeoverføring og større trykktap som igjen fører til økt pumpeenergi og kostnader (Bott, 1995). Ved å overvåke dette kan man oppdage utfelling i varmeveksleren.

6.3 PHREEQC

På samme grunnlag som nevnt i diskusjonsdel 6.1 benyttes de filtrerte verdiene av elementene til modellering, samt feltmålingene av alkalitet og pH. Det er knyttet noe usikkerhet til startbetingelsene da redokspotensialet ble valgt med bakgrunn i figur 3 og målinger av løst oksygen, og ikke fra feltmålinger av redokspotensialet. Resultatene representerer ikke nødvendigvis virkeligheten, men kan gi en indikasjon på hva som har størst betydning for endring i vannkjemien.

Alle modelleringene viste at vannet var overmettet på jern(III)hydroksid og goethitt allerede ved initialbetingelsene og reduserende miljø. Ifølge Benjamin (2015) betyr det at de termodynamiske kreftene driver systemet mot utfelling. Modellen sier altså at utfelling kan forekomme selv i det reduserende miljøet i akviferen. Det er flere grunner til at dette muligens ikke stemmer. Gjennom blandingsprosesser i vannet ved pumping og prøvetaking kan redoksforholdene ha blitt unngåelig forstyrret. I tillegg representerer sannsynligvis ikke det valgte redokspotensialet de faktiske forholdene i grunnvannet. Skulle det begynne å felle ut mener Grundl og Delwiche (1993) at jern(III)hydroksider vil felle ut først før krystalliseringen av goethitt, noe som stemmer med resultatene fra analysen av utfellingsmaterialet fra Lenavegen 3. Manganforbindelsene er svært undermettet i inndataene og det valgte redokspotensialet. De termodynamiske kreftene driver da manganforbindelsene mot å holdes løst (Benjamin, 2015).

For vannet som er isolert fra atmosfæren ser det ut som oksygen er den faktoren som påvirker metningsindeksen i størst grad og fører til at utfelling er mest sannsynlig. Manganmineralene

trenger en større mengde oksygen enn jernmineralene, noe som stemmer med den høye aktiveringsenergien til mangan (Crerar og Barnes, 1974). Metningsindeksen stabiliseres når det ikke er mer jern eller mangan å oksidere i grunnvannet. Mer oksygen utover dette ser ikke ut til å øke metningsindeksen ytterligere.

Returvannet i GS er oksyderende og modelleringen viser derfor et litt annet resultat. Med det valgte redokspotensialet er jern(III)hydroksid og goethitt allerede ferdig oksydert før tilsetning av oksygen. I det oksyderende miljøet virker det som om pH-økningen har større betydning for manganforbindelsene enn når miljøet er reduserende.

Fra figur 40 ser det ut til at i et reduserende miljø forskyver lav pH likevekten slik at alle forbindelsene er løst. Dette stemmer overens med stabilitetsdiagrammene i figur 4 og figur 5 som viser at $Mn^{2+}(aq)$ og $Fe^{2+}(aq)$ dominerer ved slike betingelser. Økning i pH ser ut til å drive likevekten andre veien mot utfelling. Rhodokrositt påvirkes ikke av oksygentilsetning som de andre mineralfasene, men metningsindeksen øker svakt ved avgassing og pH-endring. Det betyr at en økning i pH skyver likevekten slik at mer CO_3^{2-} er tilgjengelig i vannet. Det ser likevel ikke ut som vannet inneholder nok CO_3^{2-} til at vannet blir overmettet av rhodokrositt hvis trykkendring fører til avgassing av CO_2 .

For temperatursimuleringene ble det valgt å presentere temperaturendringer med samme redokspotensial ved alle temperaturene. Resultatene viser at hvis redokspotensialet holdes stabilt fører ikke temperaturendringer til store endringer i metningsindeksen, men for de fleste mineralfasene drives de svakt mot utfelling.

6.4 Vannkjemien i Elverum

Vannet i Elverum var svakt surt og vil holde jern og mangan løst. Alkaliteten var lav og dermed også bufferkapasiteten som betyr at svingninger i pH lettere kan oppstå (Brattli, 2009). Sammenlignet med Melhus var ledningsevnen i Elverum betraktelig lavere, og det settes i sammenheng med det lave innholdet av oppløste ioner i Elverum. Dette tyder på færre vann – mineral interaksjoner i vannet ved Elverum enn ved Melhus, noe som indikerer et mindre hydrokjemisk modent vann.

Lillemoen skole mates trolig av Glomma da det naturlige grunnvannsnivået og høyden på elva samsvarer som vist i tabell 8. Vannet har lav turbiditet og inneholder lite partikler. Med bakgrunn i det lave fargetallet synes også humusinnholdet å være lavt. Sammenlignes mengden løst oksygen med tabellene i Rounds et al. (2013) var vannet delvis oksyderende. Oksygenet

stammer trolig fra vannet i elva. Ifølge Piperdiagrammet i figur 45 har ikke grunnvannet en dominerende type. Jern- og manganinnholdet er lavt, og nesten ingenting er partikulært. Innholdet av korrosjonsionene er også betraktelig lavere enn i Melhus. Systemet bør likevel holdes lufttett for å gjøre risikoen for utfelling så lav som mulig.

Sammenlignet med Lillemoen skole har grunnvannet i B12 – Ydalir høy turbiditet. En TSS – prøve vil muligens gi en bedre indikasjon på om det kan oppstå problemer med igjentetting. Prøvene ble tatt ved første prøvepumping av brønnen, og hvis slaminnholdet reduseres etter et par dager med kontinuerlig pumping skyldes slamm trolig boringen av brønnen (Ellingsen, 1992). Ifølge Piperdiagrammet i figur 45, er vannet av typen Ca-HCO_3^- . Det kommer også tydelig frem i histogrammet at alkaliteten dominerer. Vannet luktet råtne egg og indikerer høyt innhold av hydrogensulfid. Hydrogensulfidinnholdet og mengden oppløst oksygen i vannet tyder på at miljøet var reduserende. Ifølge Andersson og International Energy (1992) er vann som inneholder hydrogensulfid nesten alltid korrosivt. Materiale av rustfritt stål burde derfor benyttes. Med en jernkonsentrasjon på 2,81 mg/l og en mangankonsentrasjon på 0,251 mg/l kan det oppstå utfellingsproblemer. Den svarte utfellingen på diverkabelen i peilebrønn P8 kan ifølge Ellingsen (1992) være mangan basert på fargen, men det kan ikke sies med sikkerhet uten en analyse. For å unngå utfellingsproblemer bør tiltakene som nevnt i diskusjonsdel 6.2 følges.

7 KONKLUSJON

Basert på resultatene og litteraturstudiet trekkes følgende konklusjoner om vannkjemien i Melhus:

- Grunnvannet var svakt basisk med høy ledningsevne og bufferkapasitet. Miljøet i akviferen er reduserende. De fleste brønnene hadde et suspendert stoff innhold som kan føre til igjentetting av injeksjonsbrønnene på grunn av slam. Slaminnholdet er trolig breslam lagret i løsmassene eller leire. Et filter før varmeveksleren som de har ved Høvdingen kan hindre at dette skjer. Pumping fra returbrønnen kan rense brønnen om den har blitt tett.
- Det finnes to ulike vanntyper, Na-Cl og Ca-HCO₃⁻. Disse vanntypene bør ikke blandes da det kan få uheldig innvirkning på vannkjemien.
- De høye verdiene av sjøsalter stammer trolig fra utlekking av den overliggende marine leira og/eller fossilt sjøvann. Klorid, natrium og sulfat er alle korrosjonsioner og korrosjon kan derfor forekomme over tid. Den høye kloridkonsentrasjonen i enkelte brønner gjør dem særlig utsatt for gropkorrosjon. Brønnmaterialet bør velges med tanke på dette.
- Brønn R1 ved rådhuset har et mye høyere innhold av NaCl enn de andre nye brønnene i Melhus. Det kan skyldes påvirkning av andre brønner i drift i området, men kun en produksjonsbrønn har filter i samme nivå. En annen årsak kan være at brønnen er boret ned i en lomme med grunnvann som har høyt innhold av sjøsalter. Det kan ikke trekkes noen konklusjon rundt årsaken til dette utfra informasjonen og dataen som foreligger her.
- Grunnvannet har generelt høye verdier av jern og mangan som ligger over grensene for drikkevann. De høyeste verdiene var i brønnene nærmest Melhus – ryggen. Brønn B1 ved brannstasjonen hadde den høyeste jernverdien på 5,46 mg Fe/l, mens produksjonsbrønnen, BO, ved Buen omsorgssenter hadde den høyeste manganverdien på 0,675 mg Mn/l. Dette skyldes trolig den omkringliggende berggrunnen og løsmassene. Generelt liten forskjell på filtrert og ufiltrert prøve tyder på at det meste er i ioneform og dermed løst. I det oksyderende miljøet i returavløpet til Gimse skole, GS, er over 50 % av jernet partikulært. De høye konsentrasjonene av jern og mangan kan tyde på at bakterier er tilstede, men dette er ikke undersøkt. Kontakt med atmosfæren kan føre til utfellingsproblemer, og systemet bør derfor holdes lufttett. Returvannet må

injiseres under grunnvannsspeilet. Jevnlig kontroll av vannkjemien og overvåkning av endring i trykktap over varmeveksleren og pumpeenergi kan avdekke utfellinger i anlegget.

- Modellering i PHREEQC indikerer at kontakt med atmosfæren er den viktigste faktoren for at jern og mangan felles ut. Ifølge kinetikken vil jern(III)hydroksid felle ut før goethitt krystalliseres. Manganforbindelsene pyrolusitt og manganitt har høy aktiveringsenergi og vil derfor ikke felle ut like raskt. Under oksyderende forhold som i returavløpet til Gimse skole, GS, blir påvirkningen av faktorer som pH større for manganforbindelsene. Metningsindeksen til rhodokrositt påvirkes ikke av oksygen som de andre forbindelsene. Avgassing og endring i pH derimot fører til at metningsindeksen til rhodokrositt øker, men det ser fortsatt lite sannsynlig ut at rhodokrositt feller ut i de gitte betingelsene. Simuleringene har noen svakheter i inndataene ettersom redokspotensialet er valgt og ikke målt. Det at jernforbindelsene er overmettet ved initialbetingelsene kan tyde på forstyrrelser fra prøvetaking og blandingsprosesser i brønnen. Simuleringene er derfor noe usikre og gjenspeiler ikke nødvendigvis virkeligheten.

Følgende konklusjoner trekkes om vannkjemien i Elverum:

- Grunnvannet i begge brønnene i Elverum var noe surt, hadde lav alkalitet og elektrisk ledningsevne. Svingninger i pH kan derfor forekomme. Det lave innholdet av ioner indikerer at grunnvannet ikke er hydrokjemisk modent da det har vært lite vann – mineral interaksjoner.
- Lillemoen skole: Mengden løst oksygen indikerer at vannet er delvis oksyderende. Grunnvannet mates av elva og er sannsynligvis kilden til oksygenet i grunnvannet. Utfra mengden korrosjonsioner og jern og mangan, ser vannkvaliteten ut til å være godt egnet til grunnvarme. Systemet bør likevel holdes lufttett.
- B12 – Ydalir: Fargetall på 44 mg Pt/l indikerer høyt innhold av humus. Igjentetting av slam kan bli et problem om slaminnholdet vedvarer ved lengre pumping av brønnen. Lukten av råtne egg gjennom hele pumpingen indikerer et høyt innhold av hydrogensulfid, noe som gjenspeiler et reduserende miljø. Hydrogensulfid kan føre til korrosjon, og brønnmaterialet bør velges med hensyn til korrosjon. Jern – og mangankonsentrasjon på 2,81 mg/l og 0,251 mg/l gjør at systemet bør holdes lufttett og at vannet bør reinjiseres under grunnvannsspeilet.

7.1 Videre arbeid

Det bør tas nye prøver av brønnene i Elverum da resultatene er noe usikre grunnet avviket i ionebalansen. Prøvetakingen bør utføres med lavere pumperate og med en gjennomstrømningscelle til feltmålingene. TSS-prøver vil gi en bedre indikasjon på om igjentetting av returbrønnen kan bli et problem, spesielt ved B12 – Ydalir. Flere av brønnene på Ydalirfeltet bør også prøvetas.

Vannkjemien i de brønnene som ikke ble prøvetatt i Melhus sentrum bør også undersøkes. Det inkluderer returbrønnene til de prøvetatte anleggene da dette kan avdekke endringer i vannkjemien mellom produksjonsbrønn og returbrønn. Redokspotensialet bør måles ved prøvetaking for å få et bedre utgangspunkt ved simuleringer i PHREEQC. Målingene vil også gi et bedre bilde av redoksforholdene i akviferen. Bakterieinnholdet i vannet bør undersøkes da det kan føre til utfelling selv i et lufttett system.

Det avioniserte vannet bør undersøkes nærmere for å avdekke kilden til svovelinnholdet i vannet. Dette kan ifølge Øystein Jæger, senioringeniør ved NGU (epostkorrespondanse i forbindelse med blankprøveresultatene 01.11.16 – 16.12.16) gjøres ved å teste filtrert, ufiltrert, surgjort og ikke surgjort vann. Ved å teste nydannet avionisert vann og avionisert vann lagret over lengre tid kan man se om det kommer fra utlekking av beholderen.

8 REFERANSER

- Ahmed, N., Taylor, S. W. og Sheng, Z. (2014) *Hydraulics of Wells: Design, Construction, Testing, and Maintenance of Water Well Systems*. Reston: ASCE.
- Andersson, A. C., Andersson, O. og Gustafson, G. (1984) *Brunnar: undersökning, dimensionering, borrning, drift*. Stockholm: Statens råd för byggnadsforskning.
- Andersson, O. og International Energy, A. (1992) *Environmental and chemical aspects of thermal energy storage in aquifers and research and development of water treatment methods: Subtask E: Scaling and corrosion: final subtask report*. Stockholm: Swedish Council for Building Research.
- Appelo, C. A. J. og Postma, D. (2005) *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2. utg. Leiden: Balkema.
- Aune, R. og Gjengedal, S. (2016) 'Driftserfaringer fra utvalgte anlegg i Melhus sentrum de siste 15 - 20 år'. Foredrag fra 'Halvdagsseminar og grunnvann og varmepumper i Melhus sentrum'. Melhus Kommune, 08.12.16.
- Banks, D., Frengstad, B., Krog, J. R., Midtgård, A. K., Strand, T. og Lind, B. (1997) *Kjemisk kvalitet av grunnvann i fast fjell i Trøndelagsfylkene*, Rapport nr. 97.168. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse.
- Banks, D., Frengstad, B., Krog, J. R., Midtgård, A. K., Strand, T. og Lind, B. (1998a) *Kjemisk kvalitet av grunnvann i løsmasser i Norge*, Rapport nr. 98.089. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse.
- Banks, D., Frengstad, B., Midtgård, A. K., Krog, J. R. og Strand, T. (1998b) 'The chemistry of Norwegian groundwaters: I. The distribution of radon, major and minor elements in 1604 crystalline bedrock groundwaters', *Science of the Total Environment*, 222(1-2), s. 71-91.
- Banks, D. (2012) *An introduction to thermogeology: ground source heating and cooling*. 2. utg. Chichester: Wiley-Blackwell.
- Banks, D. (2015) 'Water Quality, with emphasis on inorganic chemistry'. Foredrag fra 'Envireau Borehole User Confrence'. Radisson Blu Hotel, East Midlands Airport, 28.10.15.
- Banks, D. (2016) 'Introduksjon til grunnvarme'. Foredrag fra 'Halvdagsseminar om grunnvann og varmepumper i Melhus'. Melhus Kommune, 08.12.16.
- Bargel, T. H. (1983) *Elverum: beskrivelse til kvartærgeologisk kart 2016 IV - M 1:50 000 (med fargetrykt kart)*. Trondheim: Universitetsforlaget.
- Benjamin, M. M. (2015) *Water chemistry*. 2. utg. Long Grove, IL: Waveland Press.
- Bott, T. R. (1995) *Fouling of heat exchangers*. Amsterdam: Elsevier.
- Brassington, R. (2007) *Field hydrogeology*. 3. utg. Chichester, England ; Hoboken, NJ: John Wiley.
- Brattli, B. (2009) *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*. 3. utg. Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU.
- Bruker (2017) *XRF Data Differences: Quantitative, Semi-Quantitative, and Qualitative Data*. [online] Tilgjengelig fra: <https://www.bruker.com/products/x-ray-diffraction-and-elemental-analysis/handheld-xrf/xrf-data-primer-quantitative-semi-quantitative-qualitative.html> (Hentet: 26.01.17).
- Crerar, D. A. og Barnes, H. L. (1974) 'Deposition of deep-sea manganese nodules', i *Geochimica et Cosmochimica Acta*. s. 279-300.

- Dahl, R. og Brattli, B. (2002) *Kvartærtiden og dens avsetninger i Norge: kompendium i emne SIB2010 Geoteknikk-geologi*. Rev. utg. Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU.
- Drikkevannsforskriften. (2002) *FOR-2016-12-22-1868: Forskrift om vannforsyning og drikkevann* Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868?q=drikkevannsforskriften> (Hentet: 25.01.17)
- Ehrlich, H. L. og Newman, D. (2009) *Geomicrobiology*. 5. utg. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Ellingsen, K. (1992) *GiN-veileder nr. 12: Grunnvannskvalitet, problemer og tiltak*. Trondheim: Norges Geologiske Undersøkelser, Miljøverndepartementet.
- Fetter, C. W. (2001) *Applied hydrogeology*. 4. utg. Upper Saddle River, N.J: Prentice-Hall.
- Flugsrud, I. S. (in prep.) *Mineralogisk sammensetning og varmeledningsevne i løsmasser i Melhus*, Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU. Upublisert manuskript
- Førde, M. J., Brattli, B. og Kalskin Ramstad, R. (2015) *Numerisk 3D-modellering av kvartærgeologi og hydrogeologi i Melhus sentrum - En vurdering av uttakskapasitet, optimal utnyttelse og forvaltning til energiformål*. Masteroppgave, Trondheim, Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU.
- Garmo, T. T. (1995) *Norsk steinbok: norske mineral og bergarter*. 3. utg. Oslo: Universitetsforlaget.
- Garrels, R. M. og Christ, C. L. (1965) *Solutions, minerals and equilibria*. 2. utg. New York: Harper & Row.
- Gaut, A., Klemetsrud, T. og Rohr-Torp, E. (1981) *Elverum : beskrivelse til vannressurskart "Grunnvann i løsavsetninger" - blad 2016 IV, 1:50 000*. Oslo: Norges geologiske undersøkelse.
- Gjengedal, S. (in prep.-a) *Borelogg Elverum*, Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU. Upublisert manuskript
- Gjengedal, S. (in prep.-b) *Borelogg Melhus*, Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU. Upublisert manuskript
- Gjengedal, S. (in prep.-c) *Groundwater investigations in Melhus, Utilizing LiDAR as a means to identify sources of groundwater renewal*, Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU. Upublisert manuskript
- Gjøvaag AS. (2016) *Brønninspeksjon Melhus sentrum*. [Video].
- Goldschmidt, V. M. og Muir, A. (1954) *Geochemistry*. Oxford: Clarendon Press.
- Grundl, T. og Delwiche, J. (1993) 'Kinetics of ferric oxyhydroxide precipitation', *Journal of Contaminant Hydrology*, 14(1), s. 71-87.
- Hansen, L., Eilertsen, R. S., Solberg, I.-L., Sveian, H. og Rokoengen, K. (2007) 'Facies characteristics, morphology and depositional models of clay-slide deposits in terraced fjord valleys, Norway', *Sedimentary Geology*, 202(4), s. 710-729.
- Hervik, S. (2017) Newtons metode, *Store Norske Leksikon* [online] Tilgjengelig fra: https://snl.no/Newtons_metode (Hentet: 03.02.17).
- Hilmo, B. O. (2007) *Grunnvannsføremster i Melhus kommune - risiko og statusvurdering*, Rapport: Asplan Viak AS på oppdrag fra Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Hiscock, K. og Bense, V. (2014) *Hydrogeology: Principles and Practice*. 2. utg. Hoboken: Wiley.
- Jæger, Ø. (2010) *Landsomfattende mark- og grunnvannsnett - årsrapport 2009*, Rapport nr. 2010.039. Trondheim: Norges geologiske undersøkelser.

- Kalskin, R. og Hilmo, B. O. (1999) *Kartlegging av potensialet for grunnvarmeuttak fra løsmasser i Elverum*, Rapport nr. 99.008. Trondheim: Norges geologiske undersøkelser.
- Klart Vann (2016) *Konduktiviteten*. [online] Tilgjengelig fra: <https://www.klartvann.no/konduktiviteten/> (Hentet: 03.03.2017).
- Kraus, E. H., Hunt, W. F. og Ramsdell, L. S. (1959) *Mineralogy : an introduction to the study of minerals and crystals*. 5. utg. New York: McGraw-Hill.
- Lindblad-Påsse, A. (1986) *Järnutfällningsproblem i grundvattenvärmsystem*. Stockholm: Statens råd för byggnadsforskning.
- Lokus (2017) *Løselighet og felling av salter*. [online] Aschehoug. Tilgjengelig fra: <http://www3.lokus.no/?marketplaceId=34417953&languageId=2&siteNodeId=71406929> (Hentet: 29.03.17).
- Misstear, B., Banks, D. og Clark, L. (2007) *Water Wells and Boreholes*. Hoboken: Wiley.
- Moustafa, Y. M. og Morsi, R. E. (2013) 'Ion Exchange Chromatography - An Overview', i Martin, D. F. og Martin, B. B. (red.) *Column Chromatography*. InTech, s. 1 - 30.
- Nesse, W. D. (1991) *Introduction to optical mineralogy*. 2. utg. New York: Oxford University Press.
- NGU (2017a) *Berggrunn*. [online] Trondheim: Norges geologiske undersøkelser. Tilgjengelig fra: http://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/ (Hentet: 28.04.17).
- NGU (2017b) *GRANADA Nasjonal Grunnvannsdatabase*. [online] Trondheim: Norges geologiske undersøkelser. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/granada/> (Hentet: 07.05.17).
- NGU (2017c) *Løsmasser, Nasjonal løsmassedatabase*. [online] Trondheim: Norges geologiske undersøkelser. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (Hentet: 13.03.17).
- Norsk Standard (1975) *NS 4746: Vannundersøkelse. Bestemmelse av ammoniumnitrogen*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=134381> (Hentet: 08.03.17)
- Norsk Standard (1993) *NS-ISO 7888: Vannundersøkelse. Bestemmelse av konduktiviteten*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=146721> (Hentet: 07.03.17)
- Norsk Standard (1996a) *NS-EN ISO 9963-1: Vannkvalitet. Bestemmelse av alkalitet. Del 1: Bestemmelse av total og sammensatt alkalitet*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=145883> (Hentet: 09.03.17)
- Norsk Standard (1996b) *NS-EN ISO 13395: Vannundersøkelse. Bestemmelse av nitritt-nitrogen og nitrat-nitrogen og summen av begge ved automatisert analyse (CFA og FIA) og spektrometrisk deteksjon*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=143721> (Hentet: 08.03.17)
- Norsk Standard (2005a) *NS-EN 872: Vannundersøkelse. Bestemmelse av suspendert stoff. Metode med filtrering gjennom glassfiberfilter*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=142811> (Hentet: 07.03.17)
- Norsk Standard (2005b) *NS-EN ISO 15681-2: Vannundersøkelse. Bestemmelse av ortofosfat og totalt fosforinnhold ved automatisert analyse (FIA og CFA) - Del 2: Kontinuerlig gjennomstrømning (CFA)*. Tilgjengelig fra:

- <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProduktID=144204> (Hentet: 09.03.17)
- Norsk Standard (2009) *NS-EN ISO 10304-1:2009: Vannundersøkelse. Bestemmelse av oppløste anioner med væskrokromatografi. Del 1: Bestemmelse av bromid, klorid, fluorid, nitrat, nitritt, fosfat og sulfat (ISO 10304-1:2007)*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProduktID=383003> (Hentet: 08.03.17)
- Norsk Standard (2012) *NS-EN ISO 10523: Vannundersøkelse- Måling av pH*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProduktID=681000> (Hentet: 09.03.17)
- Norsk Standard (2016) *NS-EN ISO 7027-1:2016: Vannundersøkelse. Bestemmelse av turbiditet. Del 1: Kvantitative metoder*. Tilgjengelig fra: <http://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProduktID=832960> (Hentet: 09.03.17)
- Parkhurst, D. L. (1995) *User's guide to PHREEQE—a computer program for speciation, reaction-path, advective transport, and inverse geochemical calculations*. Water-Resources Investigations Reports, Rapport nr. 95-4227.
- Parkhurst, D. L. og Appelo, C. (2013) *Description of input and examples for PHREEQC version 3—a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. [Online]. Tilgjengelig fra: <https://pubs.usgs.gov/tm/06/a43/pdf/tm6-A43.pdf> (Hentet: 13.02.17).
- Postawa, A. H., Colin (2013) *Best Practice Guide on the Control of Iron and Manganese in Water Supply*. London: IWA Publishing.
- Ramstad, R. K. (2016) ORMEL - halvdagsseminar om grunnvann og varmepumper i Melhus sentrum. Melhus: Melhus Kommune
- Reite, A. J. (1983) *Trondheim: beskrivelse til kvartærgeologisk kart 1621 IV - M 1:50 000 (med fargetrykt kart)*. Trondheim: Universitetsforlaget.
- Riise, M. H., Brattli, B. og Ramstad, R. (2015) *Praktisk guide for grunnvarmeanlegg basert på oppumpet grunnvann - Hydrogeologiske forundersøkelser, etablering, drift og oppfølging med utgangspunkt i erfaringer fra etablerte anlegg i Melhus sentrum*. Masteroppgave, Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU.
- Rounds, S. A., Wilde, F. D. og Ritz, G. F. (2013) 'Section A: National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data', i *Book 9: Handbooks for Water-Resources Investigations*. Virginia: U.S. Geological Survey.
- Selmer-Olsen, R. (1977) *Ingeniørgeologi:D.2: De løse jordlag*. 2. utg. Trondheim: Tapir.
- Sindre, A. (1980) *Seismiske målinger i Gauldalen 1972 - 1979*, Rapport nr. 1641. Trondheim: Norges geologiske undersøkelser.
- Solberg, I.-L., Dagestad, A. og Dalsegg, E. (2014) *2D resistivitetsmålinger ved Brubakken, Melhus sentrum og Skjerdingsstad i Melhus kommune, Sør-Trøndelag: Data og tolkninger*, Rapport nr. 2014.022. Trondheim: Norges geologiske undersøkelser.
- Stokkan, J. (2016) Melhus, *Store Norske Leksikon* [online] Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Melhus> (Hentet: 08.06.17).
- Storrø, G. (2000) *Grunnvannsundersøkelser i tilknytning til planlagte energibrønner i Lena-området, Melhus sentrum*, Rapport nr. 2000.069. Trondheim: Norges geologiske undersøkelser.
- Svendsen, T. O. og Haugen, M. (2016) Elverum, *Store Norske Leksikon* [online] Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Elverum> (Hentet: 08.06.17).

- The University of Manchester (2017) *ICP - MS Introduction*. [online] Manchester: The University of Manchester. Tilgjengelig fra: <http://www.sees.manchester.ac.uk/our-research/facilities/geochemistry/equipmentandfacilities/icp-ms/instrumentdescriptionandtheory/> (Hentet: 29.03.17).
- Thomas, R. (2001) 'A Beginner's Guide to ICP-MS', *Spectroscopy*, 16(5), s. 56.
- Thoresen, M. K. og NGU (1991) *Kvartærgeologisk kart over Norge: tema: jordarter*. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse.

VEDLEGG

A. Standarder benyttet ved Analysesenteret

I følgende vedlegg presenteres en beskrivelse av analysemetodene utført av Analysesenteret i Trondheim.

NS-EN ISO 10523: Vannundersøkelse – Måling av pH

Før målingene kan starte må pH-meteret kalibreres. Dette gjøres ved hjelp av to bufferløsninger hvor den forventede pH-en av prøven ligger i intervallet til bufferløsningene. Det er vanlig å starte med en bufferløsning med pH=7 for å justere nullpunktet. Deretter måles pH til buffer nummer to, og instrumentet justeres for denne verdien. En intern bufferløsning bør også måles for å kontrollere kalibreringen. Deretter kan pH i prøven måles. Bufferløsningene og prøven bør ha samme temperatur ved målingene, og temperatur bør alltid oppgis. Mellom hver måling er det viktig å vaske elektroden med destillert vann for å unngå forurensning av prøven og feilmålinger (Norsk Standard, 2012).

NS-EN ISO 9963-1: Vannkvalitet – Bestemmelse av alkalitet. Del 1: Bestemmelse av total og sammensatt alkalitet

Alkaliteten kan bestemmes ved endepunktstitrering, hvor pH ved endepunktene er enten 4.5 eller 8.3. Dette er ekvivalenspunkter for hydrogenkarbonat, karbonat og hydroksid. 100 ml av prøven titreres med enten en syre helt til et av endepunktene er nådd. Med et pH-meter som kontinuerlig registrerer pH, eller ved å tilsette en indikator til vannprøven som vil skifte farge ved ekvivalenspunktet ser man om endepunktet er nådd. Før titreringen starter måles pH. Som titrant brukes saltsyre (HCl). Det tilsettes saltsyre helt til endepunktet er nådd. Alkaliteten kan da beregnes fra formel 16. For å kontrollere prosedyren utføres samme test på 100 ml blankprøve (Norsk Standard, 1996a).

$$ALK = \frac{c \times V_t \times 1000}{V_p} \quad (16)$$

ALK – kapasiteten til å reagere med hydrogenioner, mmol/l eller meq/l.

c – konsentrasjonen av titranten, mol/l.

V_t – volumet av den tilsatte titranten, ml.

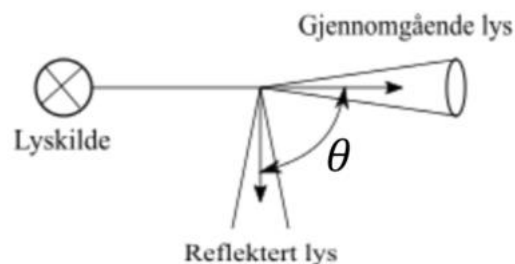
V_p – volumet av prøven, vanligvis 100 ml.

NS-ISO 7888: Vannundersøkelse – Bestemmelse av konduktivitet

Parameteren måles av et instrument med en konduktivitetscelle med to eller flere elektroder. Hver av sensorene har en cellekonstant og ved kalibrering av instrumentet er det denne som justeres ved å bruke kjente reagenser. Som nevnt er konduktiviteten avhengig av temperaturen, og for svært nøyaktige målinger bør prøven og instrument være i temperaturlikevekt ved $25^{\circ}\text{C} \pm 0.1^{\circ}\text{C}$. Hvis dette ikke er mulig måles konduktiviteten ved en kjent temperatur, og i mange tilfeller vil instrumentet kompensere for dette. Hvis ikke kan en temperaturkoeffisient og –faktor benyttes for å regne om målingen til konduktivitet ved 25°C . Metodebeskrivelsen er hentet fra Norsk Standard (1993) og koeffisienten, korreksjonsfaktoren og reagensene benyttet for kalibrering beskrives nærmere i standarden.

NS-EN ISO 7027-1:2016: Vannundersøkelse – Bestemmelse av turbiditet. Del 1: kvantitative metoder

En lysstråle sendes mot prøven og partiklene vil reflektere lyset. Intensiteten til det reflekterte lyset er avhengig av bølgelengden til strålen, vinkelen mellom den opprinnelige strålen og detektoren, samt partikkelstørrelse og form. En detektor måler intensiteten av lys som spres i en bestemt vinkel, θ , vanligvis 90° . Prinsippet illustreres i figur 46. Intensiteten av strålen som går rett gjennom prøven måles også. Før prøven analyseres kalibreres instrumentet med løsninger med ulik turbiditet.



Figur 46: Prinsippskisse av turbiditetsmåling. Modifisert etter Norsk Standard (2016).

NS – EN 872: Vannundersøkelse – Bestemmelse av suspendert stoff. Metode med filtrering gjennom glassfiberfilter

Mengden suspendert stoff bestemmes ved filtrering under vakuum. Et glassfiberfilter av borsilikat veies og plasseres deretter i en trakt som kobles til en vakuumledning. Prøven filtreres gjennom filteret, som deretter tørkes i en ovn på 105°C . Filteret veies igjen, og mengden

suspendert stoff kan beregnes fra ligning 17. For å kontrollere resultatet testes en referanse suspensjon og en blankprøve (Norsk Standard, 2005a).

$$\rho = \frac{1000 \times (b-a)}{V} \quad (17)$$

ρ – mengden suspendert stoff, mg/l.

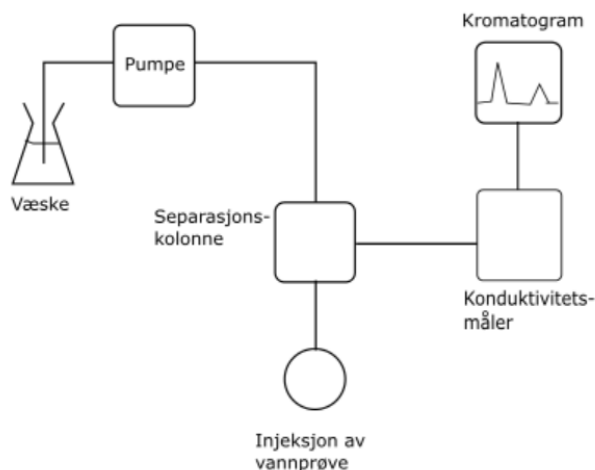
b – vekten av filteret etter filtrering, mg.

a - vekten av filteret før filtrering, mg.

V – volumet av prøven, ml.

NS – EN ISO 1034-1:2009: Vannundersøkelse – Bestemmelse av oppløste anioner med væskechromatografi. Del 1: Bestemmelse av bromid, klorid, fluorid, nitrat, nitritt, fosfat og sulfat.

For å bestemme konsentrasjonen av de viktigste anionene som fluorid, nitrat, klorid og sulfat kan man bruke ionekromatografi. Metoden separer ion basert på deres interaksjon med harpiks og en væske. Figur 47 viser en forenklet skisse av prosessen. Prøven sendes gjennom en separasjonskolonne hvor en del tiltrekker seg anion, mens den andre tiltrekker seg kation. Ionene beveger seg gjennom kolonnen basert på tilbøyeligheten det har for å binde seg til den spesifikke harpiksen. Deretter pumpes en væske kontinuerlig gjennom kolonnen. De ionene med lav affinitet for harpiksen vaskes ut først, mens de med høy affinitet beveger seg saktere gjennom kolonnen. Ved utgangen av kolonnen måles elektrisk konduktivitet. Dette resulterer i et kromatogram som plotter konduktivitet mot tid. Hvert ion danner en topp på denne grafen, og høyden representerer konsentrasjonen av det ionet. Ekstraksjonsvæsken kan påvirke målingene om den inneholder uønskede elektrolytter. Ved å bruke en 'støydemper' før konduktivetsmålingene erstattes disse med ikke-ioniske komponenter (Moustafa og Morsi, 2013).



Figur 47: Skjematisk skisse av komponentene i en ionekromatograf. Modifisert etter skisse i Moustafa og Morsi (2013).

Systemet bør kalibreres med kjente løsninger før og etter vannprøven analyseres. I tillegg bør en blankprøve analyseres. Blankprøvene og standardprøvene burde behandles som vanlige prøver og gjennomgå samme prepareringsmåte. Alle prøvene bør filtreres med et 0,45 µm filter for å fjerne fast stoff, metaller, sulfitter og bakterier (Norsk Standard, 2009).

NS – EN ISO 15681-2: Vannundersøkelse – Bestemmelse av ortofosfat og totalt fosforinnhold ved automatisert analyse (FIA og CFA)

Prøven blandes først med en overflateaktiv løsning, og deretter en bestemt syreløsning beskrevet i standarden. Dette danner fargen molybdenblått som kan absorberes. For å gjøre klart systemet pumpes reagenser gjennom systemet i ti minutter mens absorbansen, det vil si lysets absorpsjon i løsninger, registreres. Deretter pumpes vann gjennom systemet og endringen i absorbans måles. Er den redusert med mer enn 0.01 cm⁻¹ er enten reagensene eller vannet kontaminert, og passende tiltak må utføres for å minimere forstyrrelser. Deretter pumpes alle reagensene rundt i systemet igjen. Kalibreringen utføres med fem ortofosfat-P-løsninger som danner en kalibreringskurve. Deretter kan prøvene analyseres. Utdataene er proporsjonal med fosfat-P konsentrasjonen og kan beregnes fra ligning 18 (Norsk Standard, 2005b).

$$\rho = \frac{y - a}{b} \quad (18)$$

y – den målte verdien, systemenhet.

b – helningen til kalibreringskurven, systemenhet × l/mg.

ρ – konsentrasjonen av fosfat-P, mg/l.

a – skjæringspunktet til kalibreringskurven, systemenhet.

NS – EN ISO 13395: Vannundersøkelse – Bestemmelse av nitritt – nitrogen og nitrat – nitrogen og summen av begge ved automatisert analyse (CFA og FIA) og spektrometrisk deteksjon

Nitratet i vannprøven reduseres til nitritt. Deretter tilsettes en fosforsyrereagens i strømmen. Nitritt som var tilstede fra før og nitritt fra reduksjonen av nitrat fører til at stoffer reagerer og danner en rødfarge som absorberes. Som for fosfat, kjøres maskinen med kun reagenser først, og kontrolleres deretter med vann. Endres absorbansen med mer enn 0.015 per 10 mm er enten vannet eller reagensene forurenset. Instrumentet kalibreres med ulike nitritt- eller nitritt/nitrat-løsninger, som danner en kalibreringskurve. Deretter analyseres prøvene. Konsentrasjonen bestemmes fra ligning 18 men med verdier for nitritt eller nitritt/nitrat istedenfor fosfat. Nitratkonsentrasjonen gis av differansen: nitritt/nitrat – nitritt (Norsk Standard, 1996b).

NS 4746: Vannundersøkelse – Bestemmelse av ammoniumnitrogen

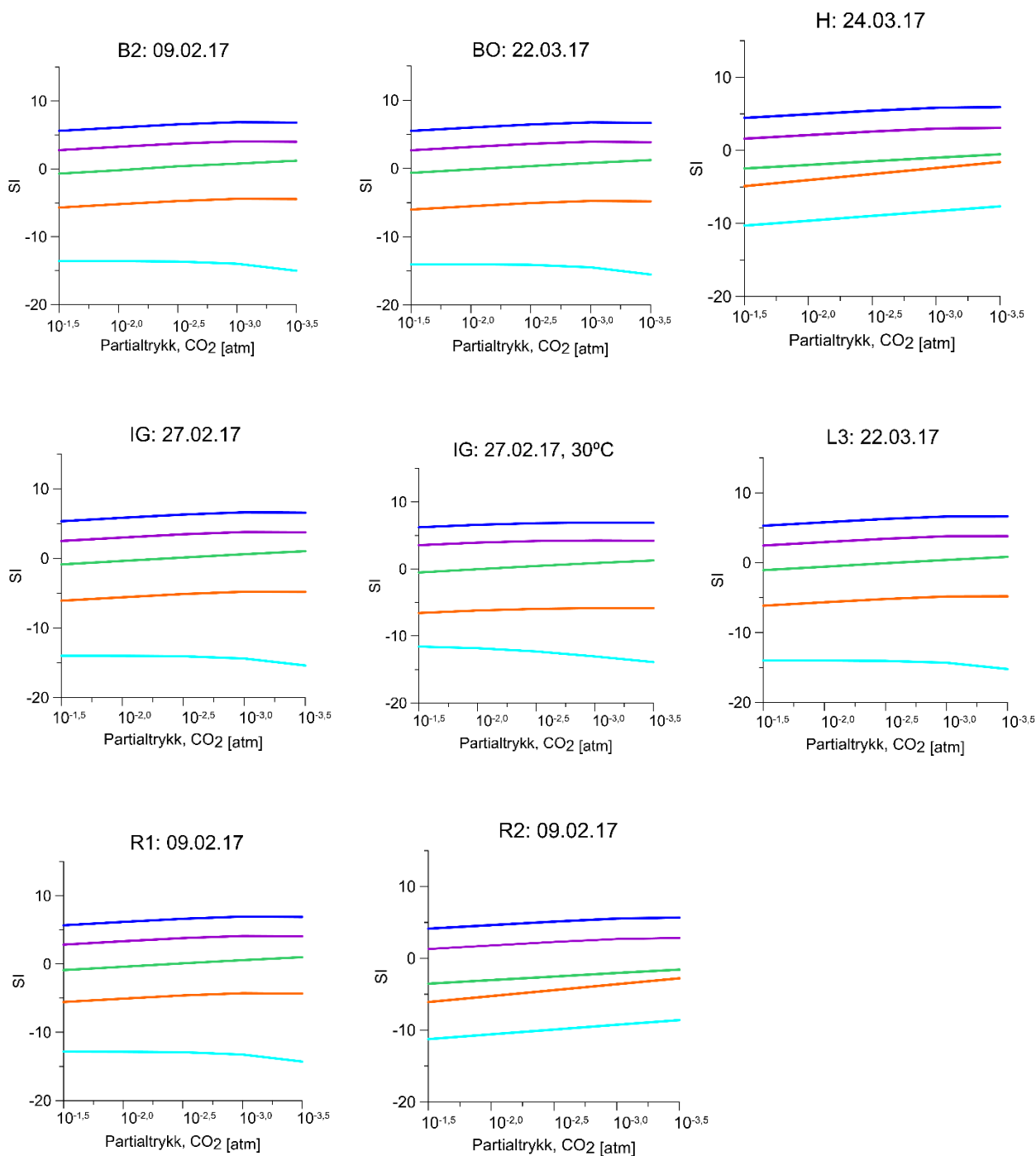
I svakt alkaliske løsninger, hvor pH ligger mellom 10.8 og 11.4, reagerer ammonium med hypokloritt under dannelse av monokloramin, som gir en blåfarget forbindelse i nærvær av fenol og overskuddshypokloritt. Absorbansen av blåfargen måles ved en bølgelengde på 630 nm. For kalibrering brukes ammoniumløsninger med ulike konsentrasjoner. Absorbansen til løsningene måles med destillert vann som referanse. Dette danner grunnlaget for en kalibreringskurve. For å kontrollere denne dannes tre løsninger, C, D og E, av vann og reagenser. Fra dette kan absorbansbidraget fra vann og reagenser bestemmes, og kalibreringskurven korrigeres. Absorbansen til vannprøven kan nå måles. For prøver med salinitet under 8 ‰ korrigeres prøvens absorbans ved å subtrahere reagensabsorbansen. Er saliniteten større enn 8 ‰ må det korrigeres for ved å multiplisere den målte absorbansen med en korreksjonsfaktor som bestemmes utfra saltinnholdet. Deretter subtraheres reagensabsorbansen (Norsk Standard, 1975).

B. Resultater fra modellering med PHREEQC



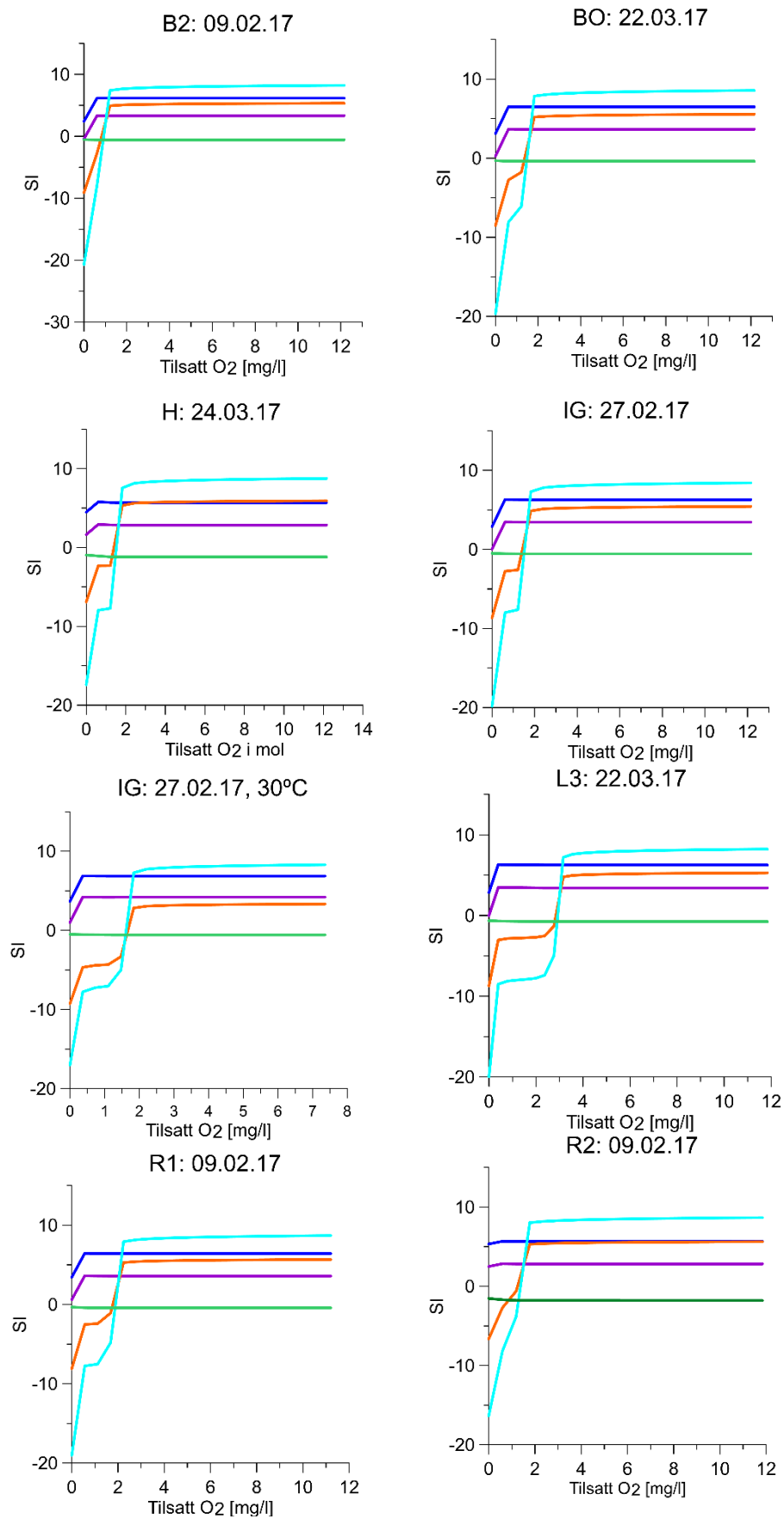
Figur 48: Tegnforklaring til modelleringene i vedlegget.

Avgassing:



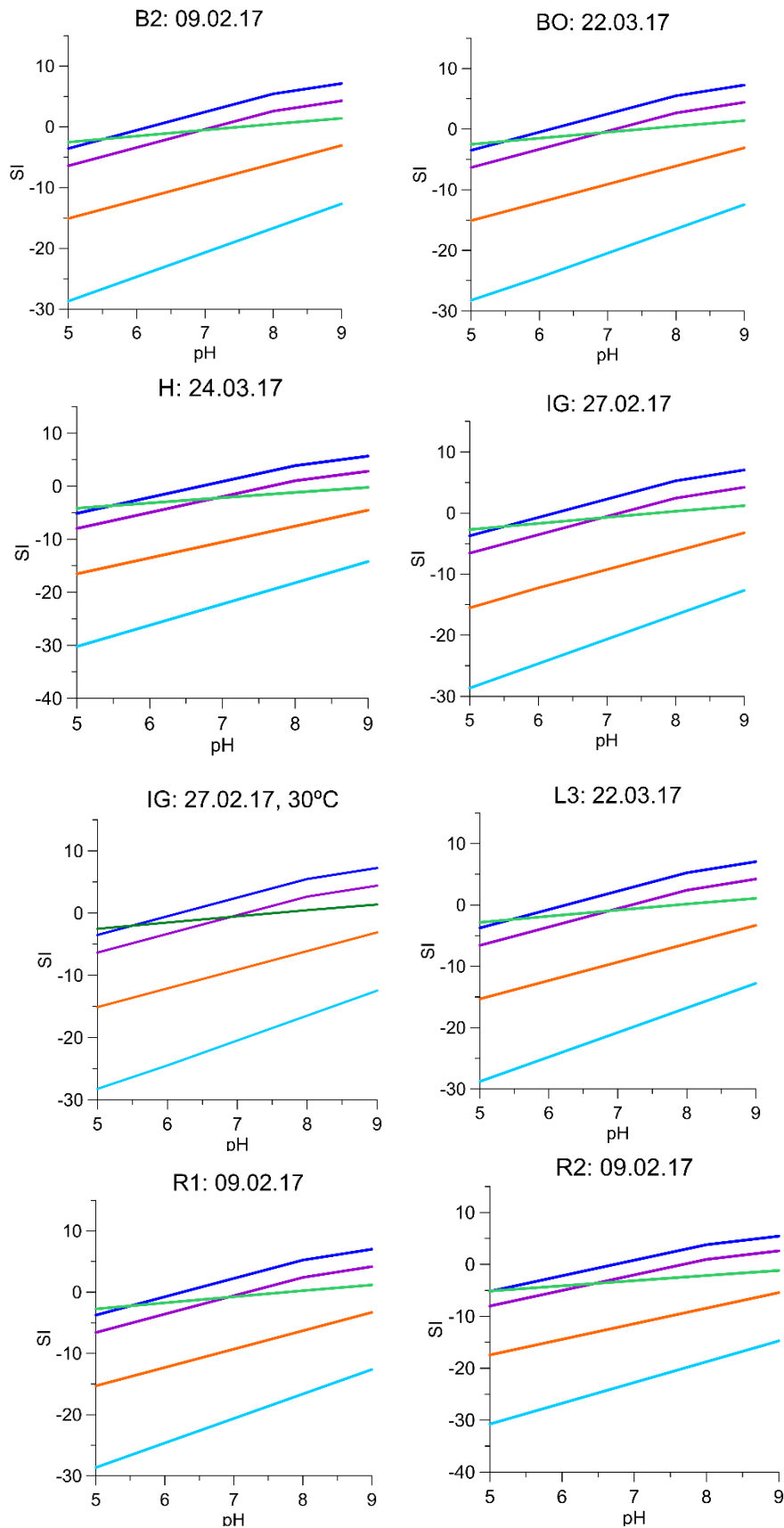
Figur 49: Modellering av avgassing i PHREEQC.

Oksygen:



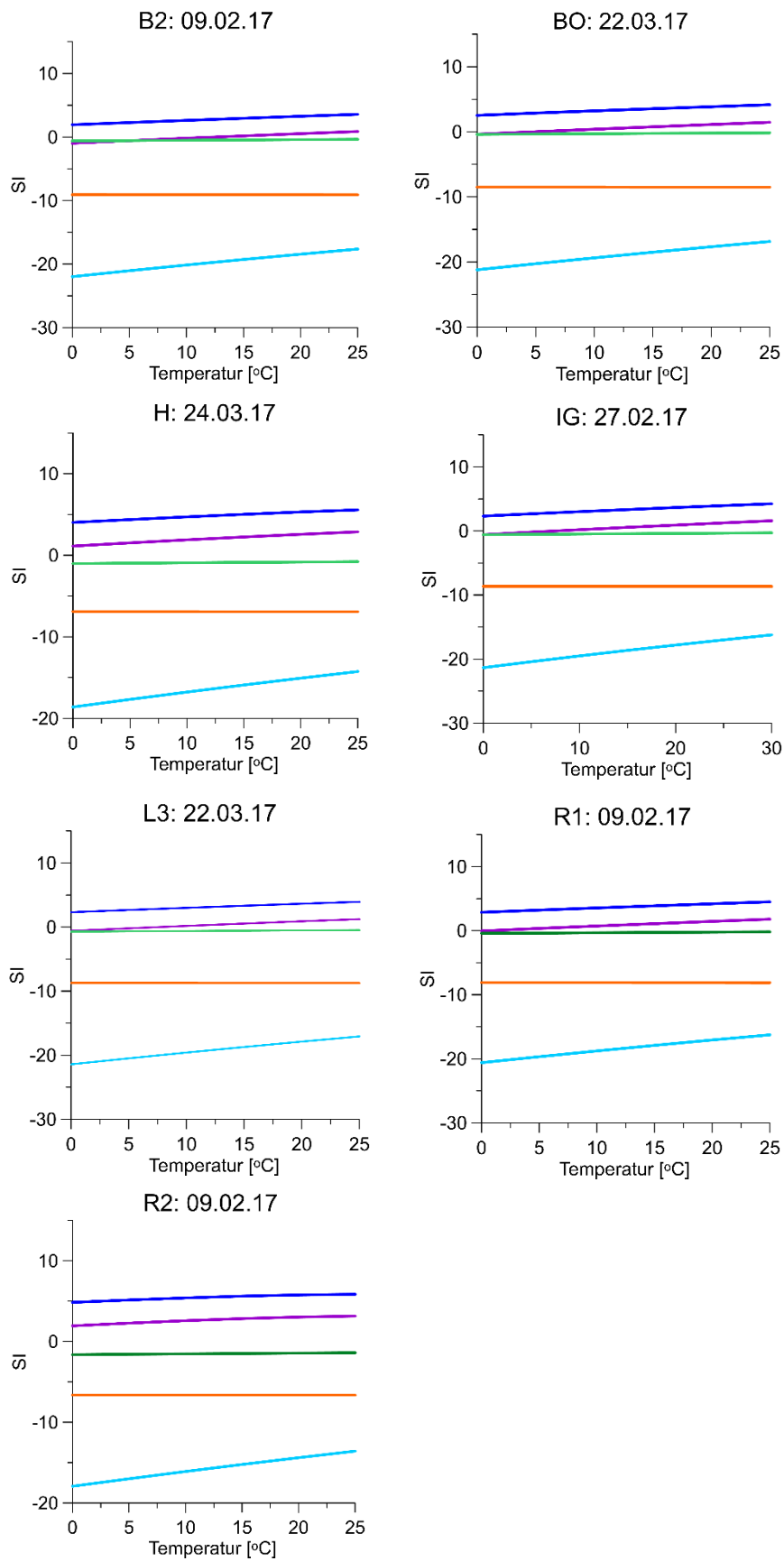
Figur 50: Modellering av tilsetning av oksygen i PHREEQC.

pH-endring:



Figur 51: Modellering av pH-endring i PHREEQC.

Temperaturrendringer:



Figur 52: Modellering av temperaturrendringer i PHREEQC.

C. Fullstendig resultat fra vannanalysene

I dette vedlegget presenteres fullstendig resultat fra vannanalysene og feltmålingene.

C1. Brannstasjonen, B1 og B2, Melhus

Tabell 12: Resultater fra ICP-MS analyser av vannprøvene fra B1 og B2 i ng/ml.

	B1		B1		B1		B2		B2		B2	
	11.10.16		09.02.17		27.03.17		11.10.16		09.02.17		27.03.17	
	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert
Li	5,74	4,41	3,69	3,30	3,07	2,81	3,62	3,49	2,66	2,55	2,27	2,30
Be	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Na	11500	11400	18900	20100	12500	12100	29100	28900	44000	45700	27500	28600
Mg	6800	6580	9490	9670	8780	8980	8630	8630	9760	9700	10900	11100
Al	< 0,002	1,58	1,60	4,94	0,849	2,01	< 0,002	< 0,002	5,10	4,75	1,45	2,80
Si	3800	3760	6650	6870	5550	5510	3680	3650	7000	7440	5400	5690
S	12000	11900	14000	14100	12800	13700	13600	13600	13300	13400	15600	17000
K	3840	3770	7240	7600	5020	4950	6240	6020	9160	9700	6520	6940
Ca	85200	84700	78600	78600	76200	77100	87900	89800	71900	70200	77800	78800
Sc	1,35	1,22	2,80	2,98	2,27	2,24	1,30	1,13	3,12	3,15	2,12	2,27
Ti	94,3	96,0	69,7	68,4	48,1	51,7	97,4	91,2	69,7	74,4	56,3	57,8
V	0,345	0,269	0,466	0,307	0,324	0,233	0,309	0,300	0,233	0,220	0,225	0,193
Cr	4,47	4,99	7,55	7,98	5,21	5,39	5,45	4,98	8,15	8,48	5,72	6,48
Mn	680	683	673	677	667	680	481	479	515	508	559	559
Fe	5160	5140	5360	5380	5460	5590	4270	4230	3680	3670	3960	4070
Ni	13,1	13,8	7,52	7,15	6,89	7,06	10,6	10,1	4,78	4,59	4,55	4,72
Co	0,207	0,236	0,172	0,172	0,107	0,124	0,164	0,162	0,181	0,135	0,117	0,108
Cu	0,602	2,22	0,250	0,846	0,243	0,826	0,378	1,16	0,432	0,858	0,284	0,749
Zn	30,3	40,7	21,8	33,4	16,0	26,1	20,5	22,9	25,6	55,6	11,6	63,3
Ga	11,6	11,8	14,6	15,0	11,3	11,3	3,41	3,32	6,05	6,10	4,28	4,39
Ge	0,011	0,013	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,05	0,012	0,013	0,020	0,023	< 0,05	< 0,05
As	1,03	1,04	0,855	0,858	0,860	0,861	1,14	1,16	0,599	0,551	0,598	0,569
Se	0,632	0,534	0,392	0,256	< 0,5	< 0,5	0,887	0,827	0,280	0,265	< 0,5	< 0,5
Rb	5,96	5,94	8,40	8,61	6,89	6,82	8,01	7,86	9,93	10,1	8,39	8,74
Sr	290	283	248	246	235	237	311	313	237	233	255	253
Y	0,581	0,611	0,608	0,627	0,576	0,605	1,43	1,44	1,43	1,51	1,54	1,56
Zr	0,419	0,417	0,752	0,736	0,653	0,609	0,883	0,783	1,15	1,13	0,990	0,936
Nb	< 0,005	< 0,005	< 0,008	< 0,008	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,008	< 0,008	< 0,005	< 0,005
Mo	0,258	0,254	< 0,007	< 0,007	< 0,02	< 0,02	0,283	0,279	0,715	< 0,007	0,327	< 0,02
Ru	0,113	0,103	0,122	0,119	0,147	0,098	0,104	0,112	0,088	0,131	0,111	0,123
Rh	0,008	0,008	0,010	0,012	< 0,02	< 0,02	0,009	0,008	0,011	0,011	< 0,02	< 0,02
Ag	0,003	< 0,003	< 0,01	< 0,01	< 0,02	< 0,02	0,006	0,004	< 0,01	< 0,01	< 0,02	< 0,02
Cd	< 0,07	< 0,07	< 0,02	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,07	< 0,07	< 0,02	< 0,02	< 0,03	< 0,03
Sn	< 0,006	0,006	< 0,01	< 0,01	< 0,004	0,004	< 0,006	< 0,006	0,027	< 0,01	< 0,004	0,004
Sb	0,047	0,021	< 0,007	< 0,007	0,014	< 0,004	0,025	0,027	0,029	0,009	0,038	0,025
Cs	< 1	< 1	0,047	0,049	0,042	0,043	< 1	< 1	0,051	0,049	0,045	0,045
Ba	257	252	229	237	259	259	90,3	86,3	102	104	96,1	100
La	0,219	0,260	0,221	0,237	0,215	0,239	0,301	0,307	0,294	0,312	0,325	0,337
Ce	0,352	0,438	0,342	0,380	0,345	0,377	0,481	0,481	0,461	0,484	0,508	0,534
Pr	0,049	0,059	0,047	0,052	0,046	0,050	0,068	0,069	0,067	0,071	0,069	0,073
Nd	0,208	0,243	0,202	0,221	0,213	0,226	0,307	0,307	0,303	0,320	0,335	0,361
Sm	0,171	0,174	0,152	0,153	0,153	0,155	0,107	0,108	0,109	0,118	0,123	0,131
Eu	0,093	0,095	0,081	0,079	0,087	0,084	0,042	0,044	0,046	0,049	0,052	0,052
Gd	0,064	0,072	0,061	0,064	0,058	0,066	0,101	0,107	0,098	0,105	0,104	0,111
Tb	0,010	0,011	< 0,02	< 0,02	0,010	0,010	0,016	0,017	< 0,02	< 0,02	0,017	0,018
Dy	0,036	0,042	0,036	0,038	0,036	0,039	0,065	0,070	0,068	0,069	0,072	0,076
Ho	0,015	0,016	0,014	0,016	0,014	0,015	0,031	0,031	0,029	0,032	0,031	0,034
Er	0,046	0,049	0,045	0,047	0,043	0,044	0,103	0,102	0,098	0,107	0,110	0,110
Tm	< 0,007	< 0,007	< 0,02	< 0,02	0,005	0,006	0,016	0,016	< 0,02	< 0,02	0,016	0,016
Yb	0,040	0,042	0,044	0,042	0,040	0,042	0,113	0,114	0,114	0,119	0,117	0,120
Lu	0,007	0,007	0,007	0,009	0,007	0,008	0,022	0,023	0,022	0,023	0,024	0,025
Hf	< 0,006	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,01	< 0,01	0,012	0,010	< 0,02	< 0,02	0,014	0,011
Ta	< 0,005	< 0,005	< 0,03	< 0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,03	< 0,03	< 0,01	< 0,01
W	0,401	0,562	0,347	0,287	0,073	0,077	0,084	0,029	0,088	0,117	0,065	0,053
Tl	< 0,007	< 0,007	< 0,003	< 0,003	< 0,004	< 0,004	< 0,007	< 0,007	0,040	< 0,003	0,073	< 0,004
Pb	< 0,001	0,038	0,030	0,070	< 0,002	0,017	< 0,001	< 0,001	0,072	0,050	< 0,002	< 0,002
Bi	< 0,02	< 0,02	< 0,003	< 0,003	< 0,005	< 0,005	< 0,02	< 0,02	< 0,003	< 0,003	< 0,005	< 0,005
Th	0,020	0,023	0,007	0,010	0,008	0,009	0,017	0,015	0,018	0,018	0,017	0,013
U	0,819	0,828	0,881	0,868	0,718	0,715	0,684	0,678	0,480	0,471	0,512	0,515

Tabell 13: Ammonium- og anionverdier i mg/l fra B1 og B2. Ved siste analyse ble det ikke analysert for fosfor.

	B1	B1	B1	B2	B2	B2
	11.10.16	09.02.17	27.03.17	0,093	0,092	0,092
NH ₄ ⁺	0,127	0,085	0,096	0,031	0,043	0,025
NO ₃ ⁻	0,036	0,061	0,032	0,0036	0,0034	-
PO ₄ ³⁻	0,002	0,0015	-	27,1	18,3	24,6
Cl ⁻	11,9	19,2	12,4	41,2	42,1	49,8
SO ₄ ²⁻	36,7	43,1	39,9	<0,025	0,04	0,036
F ⁻	<0,025	0,062	0,043	0,093	0,092	0,092

Tabell 14: Resultater fra feltmålinger og laboratorieanalyser av fysisk-kjemiske parametere fra B1 og B2. Grunnvannsnivået er gitt i meter under terreng.

	B1		B1		B1		B2		B2		B2	
	11.10.16		09.02.17		27.03.17		11.10.16		09.02.17		27.03.17	
	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab
Temperatur [°C]	6,8	24	6,7	22,8	6,7	23,1	7	24	7	23	7	23,2
pH	7,6	7,7	7,0	7,3	7,2	7,7	7,5	7,5	7,0	7,3	7,1	7,0
EC [mS/m]	43,7	45,5	55,4	52,7	51,0	48,8	58,1	56,1	57,7	55,6	59,6	58,9
Alkalitet [mmol/l]	4,1	3,6	4,6	4,0	4,7	4,0	4,8	4,1	4,9	4,3	4,9	4,5
Fargetall [mg Pt/l]	-	2	-	1	-	2	-	2	-	1	-	2
Turbiditet [NTU]	-	67	-	72	-	86	-	48	-	34	-	54
TSS [mg/l]	-	-	-	8	-	7	-	-	-	4	-	5
Grunnvannsnivå [m]	14,2	-	13,8	-	14,0	-	14,5	-	13,9	-	14,3	-
Q brønnrensing [l/s]	1,14	-	1,15	-	1,08	-	1,07	-	1,15	-	1,1	-
Q prøvetaking [l/s]	-	-	0,124	-	-	-	0,056	-	0,12	-	-	-
DO [mg/l]	0,46	-	0,56	-	0,44	-	0,47	-	0,56	-	0,75	-

C2. Rådhuset, R1 og R2, Melhus

Tabell 15: Resultater fra ICP-MS analyser av vannprøvene fra R1 og R2 i ng/ml.

	R1		R1		R2		R2		R2	
	09.02.17		27.03.17		12.10.16		09.02.17		27.03.17	
	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert
Li	9,80	12,8	6,90	7,95	11,6	11,5	8,15	7,94	5,94	6,17
Be	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Na	409000	405000	403000	399000	140000	141000	139000	144000	126000	126000
Mg	16300	16800	16100	15400	3230	3260	4120	4180	4070	4270
Al	0,372	1,76	0,455	1,74	< 0,002	20,0	3,59	19,3	3,06	11,9
Si	3820	4380	4850	4800	2460	2680	3670	3950	3330	3440
S	32900	33800	32400	31200	14300	14800	13900	14500	12600	13600
K	7040	8100	8990	8820	4600	4560	5500	6010	4790	4950
Ca	63900	64900	62200	59900	9230	9740	8090	8490	8150	8690
Sc	2,05	2,28	1,90	1,86	0,842	0,856	1,60	1,61	1,22	1,26
Ti	79,6	86,1	83,9	80,4	9,86	11,5	17,0	18,3	12,3	13,1
V	3,51	4,13	2,26	2,63	1,85	2,07	2,19	2,08	1,32	1,42
Cr	5,74	6,38	5,43	5,55	3,18	2,92	3,85	4,02	2,84	2,82
Mn	444	455	438	422	19,4	24,0	22,3	26,4	20,5	23,1
Fe	2780	2930	2290	2270	56,2	426	68,6	228	59,2	173
Ni	5,50	5,38	4,04	4,30	1,55	3,04	0,983	1,38	0,858	1,46
Co	0,261	0,249	0,248	0,225	0,107	0,159	0,052	0,072	0,031	0,060
Cu	2,53	3,89	2,13	3,85	1,47	2,94	1,16	1,56	1,59	1,86
Zn	29,5	36,3	13,0	19,4	17,9	22,5	15,4	28,9	6,96	25,3
Ga	5,05	5,50	4,63	4,61	1,61	1,65	2,82	2,82	2,13	2,15
Ge	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,002	< 0,002	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,05
As	3,19	3,26	3,61	3,63	3,76	3,84	2,32	2,42	2,69	2,71
Se	7,45	7,15	8,72	8,98	3,49	3,49	1,74	2,04	1,86	1,83
Rb	5,96	6,71	8,59	8,55	2,74	2,78	2,93	3,05	2,67	2,78
Sr	279	281	271	260	47,3	48,0	40,1	40,4	44,6	43,0
Y	0,319	0,328	0,327	0,334	0,065	0,099	0,077	0,098	0,083	0,114
Zr	0,304	0,330	0,367	0,339	< 0,001	0,136	0,067	0,150	0,056	0,156
Nb	< 0,008	< 0,008	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,008	< 0,008	< 0,005	< 0,005
Mo	1,13	1,13	1,44	1,19	2,65	2,38	1,89	1,78	1,85	1,88
Ru	0,045	0,048	0,026	0,026	0,005	0,004	< 0,04	< 0,04	0,007	0,008
Rh	0,010	0,012	< 0,02	< 0,02	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,02	< 0,02
Ag	< 0,01	< 0,01	< 0,02	< 0,02	< 0,003	< 0,003	< 0,01	< 0,01	< 0,02	< 0,02
Cd	< 0,02	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,07	< 0,07	< 0,02	< 0,02	< 0,03	< 0,03
Sn	0,028	0,022	0,008	0,015	0,013	0,011	< 0,01	< 0,01	0,005	0,006
Sb	0,022	0,026	0,020	0,028	0,298	0,287	0,208	0,213	0,176	0,204
Cs	0,109	0,117	0,122	0,116	< 1	< 1	0,071	0,075	0,066	0,071
Ba	99,1	106	110	108,1	41,9	42,7	49,3	49,6	48,9	50,7
La	0,108	0,118	0,118	0,132	0,013	0,064	0,014	0,040	0,017	0,051
Ce	0,164	0,180	0,179	0,205	0,020	0,126	0,024	0,075	0,029	0,099
Pr	0,023	0,025	0,022	0,025	< 0,004	0,016	< 0,01	0,010	< 0,004	0,012
Nd	0,093	0,101	0,097	0,114	0,015	0,057	< 0,02	0,039	< 0,03	0,054
Sm	0,066	0,069	0,069	0,073	0,019	0,029	0,025	0,030	0,025	0,034
Eu	0,035	0,036	0,038	0,040	0,011	0,013	0,014	0,015	0,013	0,016
Gd	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,03	< 0,03	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Tb	< 0,02	< 0,02	0,004	0,005	< 0,004	< 0,004	< 0,02	< 0,02	< 0,004	< 0,004
Dy	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Ho	0,007	0,007	0,007	0,007	< 0,003	0,003	< 0,005	< 0,005	< 0,003	0,003
Er	< 0,04	< 0,04	0,021	0,023	< 0,03	< 0,03	< 0,04	< 0,04	< 0,02	< 0,02
Tm	< 0,02	< 0,02	0,003	0,003	< 0,007	< 0,007	< 0,02	< 0,02	< 0,003	< 0,003
Yb	< 0,03	< 0,03	0,023	0,022	< 0,02	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,01	0,011
Lu	0,005	0,005	0,005	0,004	< 0,007	< 0,007	< 0,005	< 0,005	< 0,004	< 0,004
Hf	< 0,02	< 0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,006	0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,01	< 0,01
Ta	< 0,03	< 0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,03	< 0,03	< 0,01	< 0,01
W	0,157	0,146	0,031	0,030	0,384	0,297	0,674	0,583	0,436	0,392
Tl	< 0,003	< 0,003	< 0,004	< 0,004	< 0,007	< 0,007	< 0,003	< 0,003	< 0,004	< 0,004
Pb	0,048	0,089	0,007	0,036	< 0,001	0,054	0,035	0,100	< 0,002	0,061
Bi	< 0,003	< 0,003	< 0,005	< 0,005	< 0,02	< 0,02	< 0,003	< 0,003	< 0,005	< 0,005
Th	< 0,003	< 0,003	0,002	0,002	< 0,001	0,026	< 0,003	0,009	0,002	0,012
U	1,62	1,62	1,96	1,91	1,98	2,01	1,17	1,19	1,30	1,37

Tabell 16: Ammonium. og anionverdier fra R1 og R2 i mg/l. Ved siste analyse ble det ikke analysert for fosfor.

	R1	R1	R2	R2	R2
	09.02.17	27.03.17	12.10.16	09.02.17	27.03.17
NH ₄ ⁺	0,343	0,352	0,225	0,268	0,283
NO ₃ ⁻	0,045	0,021	<0,015	<0,015	<0,015
PO ₄ ³⁻	0,0033	-	0,0117	0,0123	-
Cl ⁻	571	670	121	123	128
SO ₄ ²⁻	166	173	42,8	43,8	44,2
F ⁻	0,469	1,51	0,899	1,08	0,925

Tabell 17: Feltnmålinger og laboratorieanalyser fra R1 og R2. Grunnvannsnivået er gitt i meter under terreng.

	R1		R1		R2		R2		R2	
	09.02.17		27.03.17		12.10.16		09.02.17		27.03.17	
	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab
Temperatur [°C]	8,5	22,5	8,5	23,4	8,9	23,9	8,6	22,7	8,7	23,5
pH	7,4	7,3	7,4	7,4	8,0	8,5	8,6	8,5	8,6	8,4
EC [mS/m]	260	251	286	283	74,5	72,2	76,4	73,9	77,7	76,1
Alkalitet [mmol/l]	5,16	4,4	4,9	4,5	2,7	2,4	2,7	2,3	2,7	2,5
Fargetall [mg Pt/l]	-	2	-	2	-	3	-	3	-	3
Turbiditet [NTU]	-	37	-	43	-	6,5	-	2,2	-	1,1
TSS [mg/l]	-	4	-	6	-	-	-	<2	-	<2
Grunnvannsnivå [m]	17,3	-	17,4	-	16,4	-	16,0	-	16,0	-
Q brønnrensing [l/s]	1,4	-	1,1	-	1,07	-	1,08	-	1,00	-
Q prøvetaking [l/s]	0,071	-	-	-	0,029	-	0,080	-	-	-
DO [mg/l]	0,53	-	0,71	-	0,41	-	0,66	-	0,56	-

C3. Anleggene i drift i Melhus

Tabell 18: Resultater fra ICP-MS analysen av vannprøven fra Idegården, Lenavegen 3, Buen omsorgssenter, Høvdingen og Gimse skole i ng/ml.

	IG		IG		L3		BO		H		GS	
	27.02.17	Ufiltrert	22.03.17	Ufiltrert	22.03.17	Ufiltrert	22.03.17	Ufiltrert	24.03.17	Ufiltrert	22.03.17	Ufiltrert
Li	10,6	11,1	9,08	9,89	14,1	16,3	11,6	12,0	13,2	14,6	15,0	14,9
Be	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Na	326000	326000	279000	284000	457000	461000	216000	204000	311000	312000	23700	25300
Mg	25300	23300	27000	26500	41000	44100	28700	28000	34800	39700	17200	17100
Al	0,431	0,783	0,231	0,290	0,930	0,777	0,426	12,9	0,345	0,420	8,77	393
Si	6390	6540	5780	5660	4730	4930	5320	5500	4660	4780	3550	4160
S	41700	37200	42600	42300	39200	41900	53800	55900	31200	35200	43800	42800
K	13400	13800	12000	11700	15000	15600	10600	11100	12500	13100	6580	6970
Ca	84600	85700	97000	95100	60800	63900	131000	128000	26300	29400	94300	94000
Sc	2,62	2,64	2,10	2,02	1,77	1,85	1,93	2,06	1,61	1,74	1,23	1,56
Ti	85,5	90,0	83,5	87,4	68,6	67,8	87,7	89,8	33,4	29,9	55,1	73,9
V	2,67	3,27	1,67	1,87	3,96	4,11	1,55	1,89	2,29	2,49	0,990	2,00
Cr	9,41	10,1	4,24	4,62	3,76	3,66	4,17	8,62	2,93	2,88	2,95	4,46
Mn	494	461	506	494	453	478	675	673	24,7	27,4	184	217
Fe	3310	3050	3450	3370	3300	3470	4920	5780	155	249	1120	2330
Ni	6,91	6,47	4,33	4,45	3,99	4,38	6,48	11,4	1,52	3,64	1,34	4,59
Co	0,212	0,177	0,198	0,187	0,142	0,150	0,365	0,935	0,055	0,095	0,440	2,09
Cu	2,44	4,13	2,51	3,88	6,88	11,1	2,36	4,06	2,51	3,45	1,94	6,42
Zn	10,9	11,4	7,28	11,2	9,24	11,4	9,55	16,8	13,6	37,9	13,4	35,8
Ga	6,88	6,96	4,93	4,86	13,4	13,6	5,17	5,44	1,89	1,93	0,991	1,34
Ge	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
As	2,10	1,96	2,17	2,17	2,75	2,79	2,41	3,18	1,59	1,79	0,378	0,945
Se	7,65	7,10	7,88	8,29	10,9	11,3	8,33	8,93	6,19	6,64	0,972	0,886
Rb	8,80	8,92	8,50	8,31	14,4	14,8	11,3	12,0	1,82	1,83	4,13	4,65
Sr	402,2	376,8	420	417	410	420	425	420	380	392	259	258
Y	0,291	0,302	0,311	0,321	0,508	0,520	0,484	0,526	0,156	0,163	0,122	0,840
Zr	0,568	0,565	0,572	0,556	0,971	0,981	0,652	0,661	0,039	0,036	0,251	0,206
Nb	< 0,008	< 0,008	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,007	0,298	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Mo	0,519	0,544	0,693	0,680	1,79	1,83	0,447	0,500	1,61	2,22	0,395	0,087
Ru	0,041	0,040	0,044	0,044	0,042	0,042	0,060	0,043	0,038	0,043	0,064	0,091
Rh	0,018	0,018	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Ag	< 0,01	< 0,01	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cd	< 0,02	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Sn	0,016	0,017	0,019	0,017	0,017	0,020	0,014	0,060	0,009	0,012	< 0,004	0,014
Sb	0,020	0,041	0,010	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,080	0,121	0,067	0,111	0,004	0,063
Cs	0,065	0,068	0,063	0,062	0,106	0,109	0,072	0,124	0,062	0,063	0,020	0,047
Ba	127	127	120	119	348	354	131	141	47,1	47,6	25,3	31,9
La	0,078	0,082	0,085	0,087	0,138	0,144	0,156	0,185	0,013	0,025	0,040	0,908
Ce	0,123	0,132	0,135	0,138	0,228	0,229	0,246	0,309	0,021	0,045	0,052	1,90
Pr	0,017	0,019	0,018	0,018	0,031	0,031	0,033	0,041	< 0,004	0,006	0,007	0,211
Nd	0,074	0,078	0,086	0,084	0,156	0,155	0,155	0,192	< 0,03	0,032	0,034	0,815
Sm	0,073	0,077	0,081	0,084	0,160	0,168	0,093	0,106	0,030	0,025	0,017	0,176
Eu	0,041	0,044	0,044	0,048	0,092	0,096	0,050	0,053	0,019	0,014	0,008	0,043
Gd	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	0,049	0,052	0,044	0,054	< 0,04	< 0,04	< 0,04	0,172
Tb	< 0,02	< 0,02	0,004	0,004	0,008	0,008	0,007	0,008	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,025
Dy	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,030	0,032	< 0,03	0,032	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,082
Ho	0,007	0,007	0,007	0,007	0,012	0,013	0,011	0,013	0,003	0,004	0,003	0,028
Er	< 0,04	< 0,04	0,025	0,024	0,038	0,039	0,036	0,040	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,082
Tm	< 0,02	< 0,02	0,003	0,003	0,005	0,005	0,005	0,006	< 0,003	< 0,003	< 0,003	0,012
Yb	< 0,03	< 0,03	0,026	0,026	0,032	0,035	0,038	0,042	0,010	0,010	0,010	0,078
Lu	0,005	0,005	0,005	0,005	0,006	0,007	0,008	0,008	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,014
Hf	< 0,02	< 0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Ta	< 0,03	< 0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
W	< 0,04	0,041	0,033	0,033	0,052	0,050	0,024	0,024	0,136	0,146	0,226	0,466
Tl	< 0,003	< 0,003	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Pb	0,033	0,139	< 0,002	0,048	0,150	0,427	0,051	0,866	0,023	0,090	0,017	1,27
Bi	< 0,003	< 0,003	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Th	< 0,003	< 0,003	0,002	0,003	0,009	0,009	0,003	0,011	< 0,002	< 0,002	0,002	0,105
U	1,10	0,976	1,21	1,17	0,637	0,636	2,50	2,53	0,794	0,830	3,72	3,75

Tabell 19: Ammonium- og anionverdier fra Idegården, Lenavegen 3, Buen omsorgssenter, Høvdingen og Gimse skole i mg/l. Fosfor ble ikke analysert for ved Høvdingen.

	IG	IG	L3	BO	H	GS
	27.02.17	22.03.17	22.03.17	22.03.17	24.03.17	22.03.17
NH ₄ ⁺	0,287	0,252	0,569	0,156	0,385	0,104
NO ₃ ⁻	0,022	0,023	0,024	0,029	0,016	0,071
PO ₄ ³⁻	0,0054	0,0057	0,005	0,0093	-	0,192
Cl ⁻	475	486	809	367	491	40,8
SO ₄ ²⁻	169	177	160	167	111	135
F ⁻	<0,625	2,32	1,94	0,762	0,779	0,277

Tabell 20: Feltmålinger og laboratorieanalyser av fysisk-kjemiske parametere fra Idegården, Lenavegen 3, Buen omsorgssenter, Høvdingen og Gimse skole.

	IG		IG		L3		BO		H		GS	
	27.02.17		22.03.17		22.03.17		22.03.17		24.03.17		22.03.17	
	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab	Felt	Lab
Temperatur [°C]	8,1	23,4	8,5	23,1	7,8	23,5	8,3	22,9	6,5	22,7	1,8	23,8
pH	7,2	7,6	7,3	7,5	7,2	7,5	7,2	7,5	8,2	8,2	7,2	7,8
EC [mS/m]	232	228	232	228	326	320	196	192	212	208	68	69,2
Alkalitet [mmol/l]	5,0	4,6	5,3	4,6	4,4	3,8	5,5	4,7	3,4	3,1	3,4	3,1
Fargetall [mg Pt/l]	-	<1	-	<1	-	2	-	<1	-	<1	-	2
Turbiditet [NTU]	-	48	-	57	-	46	-	82	-	0,38	-	--
TSS [mg/l]	-	-	-	6	-	6	-	18	-	<2	-	297
DO [mg/l]	6,3	-	1,6	-	0,88	-	5,6	-	2,8	-	13	-

C4. Lillemoen skole og B12 – Ydalir, Elverum

Tabell 21: Resultater fra ICP-MS analysen av vannprøven fra Lillemoen skole og B12 - Ydalir i ng/ml.

	Lillemoen skole		B12 - Ydalir	
	22.03.17		23.02.17	
	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert
Li	0,616	0,617	2,11	2,01
Be	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Na	6850	6910	5130	5230
Mg	2440	2400	2460	2490
Al	29,5	34,4	66,0	118
Si	6340	6440	9340	9610
S	1900	1840	1990	1960
K	8330	8490	2820	2920
Ca	11000	10900	7500	7650
Sc	2,41	2,35	4,14	4,23
Ti	21,5	21,1	18,0	19,9
V	0,118	0,153	2,94	3,14
Cr	3,096	2,96	4,01	4,39
Mn	3,06	3,19	251	251
Fe	56,9	63,2	2810	2950
Ni	0,685	0,705	3,76	4,39
Co	0,062	0,057	0,614	0,654
Cu	0,533	0,854	1,45	2,32
Zn	3,82	3,37	3,14	5,15
Ga	7,71	7,68	15,5	16,3
Ge	< 0,02	< 0,02	0,039	0,042
As	0,035	0,038	0,305	0,379
Se	0,184	0,179	0,131	0,140
Rb	6,10	5,99	5,34	5,47
Sr	47,5	46,1	41,1	41,8
Y	0,435	0,463	2,52	2,83
Zr	0,030	0,039	0,854	0,890
Nb	< 0,008	< 0,008	0,018	0,014
Mo	< 0,007	< 0,007	0,322	0,154
Ru	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Rh	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007
Ag	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cd	< 0,02	< 0,02	0,100	0,103
Sn	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Sb	0,051	0,048	0,055	0,048
Cs	0,027	0,026	0,101	0,113
Ba	126	125	243	248
La	0,747	0,774	2,90	3,30
Ce	0,357	0,579	6,00	6,92
Pr	0,173	0,182	0,750	0,865
Nd	0,623	0,643	2,80	3,19
Sm	0,176	0,180	0,703	0,784
Eu	0,062	0,057	0,176	0,191
Gd	0,107	0,116	0,572	0,661
Tb	< 0,02	< 0,02	0,080	0,096
Dy	0,041	0,048	0,254	0,290
Ho	0,015	0,015	0,087	0,097
Er	0,042	0,046	0,261	0,290
Tm	< 0,02	< 0,02	0,035	0,039
Yb	0,034	0,040	0,240	0,258
Lu	0,005	0,006	0,041	0,043
Hf	< 0,02	< 0,02	0,031	0,034
Ta	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
W	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Tl	< 0,003	< 0,003	0,090	0,066
Pb	0,058	0,073	0,146	0,597
Bi	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Th	0,004	0,010	0,314	0,352
U	0,010	0,014	1,06	1,11

Tabell 22: Ammonium- og anionverdier fra Lillemoen skole og Ydalir - B12 i mg/l.

	Lillemoen skole	B12 – Ydalir
	22.02.17	23.02.17
NH ₄ ⁺	<0,010	0,079
NO ₃ ⁻	3,57	0,032
PO ₄ ³⁻	0,0026	0,0435
Cl ⁻	11,6	3,45
SO ₄ ²⁻	8,24	7,45
F ⁻	0,035	0,166

Tabell 23: Feltmålinger og laboratorieanalyser av fysisk-kjemiske parametere fra Lillemoen skole og B12 - Ydalir. Grunnvannsnivået er gitt i meter under terreng.

	Lillemoen skole		B12 – Ydalir	
	22.03.17		23.02.17	
	6,3	23,4	Felt	Lab
Temperatur [°C]	5,6	6,3	5,6	23,4
pH	12,9	13	5,9	6,6
EC [mS/m]	0,50	0,24	9,54	9,1
Alkalitet [mmol/l]	-	<1	1,1	0,44
Fargetall [mg Pt/l]	-	0,34	-	44
Turbiditet [NTU]	6,1	-	-	17
DO [mg/l]	14,5	-	2,7	-
Grunnvannsnivå [m]	6,3	23,4	2,09	-

C5. Blankprøvene

Tabell 24: Analysen av blankprøvene for prøvene tatt i oktober, de to prøverundene i februar og mars. Prøven fra 27.02.17 kontrollerte både Elverumsprøvene og den første Idegården prøven. Enhet: ng/ml.

	Oktober		Februar, 09.02.17		Februar, 27.02.17		Mars	
	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert
Li	2,24	1,91	0,618	0,378	1,61	0,831	0,568	0,410
Be	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
Na	1,81	9,33	8,60	25,7	114	52,7	11,9	28,6
Mg	3,64	10,0	2,44	7,18	7,15	6,51	1,62	6,76
Al	< 0.002	< 0.002	0,419	0,416	0,272	1,25	0,133	0,302
Si	2,96	20,5	9,76	9,93	11,1	11,8	6,33	4,64
S	1380	1580	539	670	8,62	< 0.3	974	1010
K	8,37	10,6	29,6	30,9	38,3	41,9	8,79	21,9
Ca	18,0	95,9	11,8	81,4	21,0	67	< 0.3	59,8
Sc	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Ti	0,165	0,200	0,475	0,455	0,712	0,537	0,125	0,102
V	0,139	0,105	< 0.002	< 0.002	0,840	0,227	< 0.002	< 0.002
Cr	< 0.001	< 0.001	0,410	0,260	0,574	0,384	0,168	0,082
Mn	< 0.001	< 0.001	0,095	0,024	0,127	0,067	0,033	0,016
Fe	9,0	10,8	0,504	1,79	< 0.005	1,03	2,34	3,75
Ni	< 0.01	< 0.01	< 0.002	< 0.002	< 0.002	0,020	< 0.005	< 0.005
Co	0,026	0,008	< 0.007	< 0.007	< 0.007	0,018	< 0.002	< 0.002
Cu	0,052	0,461	0,025	0,377	0,081	0,455	< 0.001	0,447
Zn	1,80	5,17	6,13	4,86	6,82	3,86	4,28	5,62
Ga	< 0.002	< 0.002	0,012	0,028	0,021	0,033	0,002	0,028
Ge	< 0.002	< 0.002	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.05	< 0.05
As	0,058	< 0.03	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,021	< 0.02	< 0.02
Se	< 0.5	< 0.5	< 0.05	< 0.05	0,105	0,046	< 0.5	< 0.5
Rb	0,001	0,002	< 0.003	< 0.003	< 0.003	0,004	0,003	0,011
Sr	< 0.02	< 0.02	0,054	0,089	0,082	0,120	< 0.007	0,083
Y	< 0.002	< 0.002	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.005	< 0.005
Zr	< 0.001	< 0.001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	< 0.001
Nb	< 0.005	< 0.005	< 0.008	< 0.008	< 0.008	< 0.008	< 0.005	< 0.005
Mo	0,083	0,012	< 0.007	< 0.007	< 0.007	0,283	< 0.02	< 0.02
Ru	< 0.004	< 0.004	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.007	< 0.007
Rh	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.02	< 0.02
Ag	< 0.003	< 0.003	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.02	< 0.02
Cd	< 0.07	< 0.07	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.03	< 0.03
Sn	< 0.006	< 0.006	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.004	0,009
Sb	0,037	0,021	< 0.007	< 0.007	0,028	0,047	< 0.004	< 0.004
Cs	< 1	< 1	0,002	0,001	0,004	0,001	< 0.002	< 0.002
Ba	< 0.002	< 0.002	0,220	0,539	0,096	0,509	0,058	0,618
La	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.003	< 0.003
Ce	< 0.001	< 0.001	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
Pr	< 0.004	< 0.004	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.004	< 0.004
Nd	< 0.005	< 0.005	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.03	< 0.03
Sm	< 0.007	< 0.007	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Eu	< 0.002	< 0.002	< 0.006	< 0.006	< 0.006	< 0.006	< 0.004	< 0.004
Gd	< 0.03	< 0.03	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04
Tb	< 0.004	< 0.004	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.004	< 0.004
Dy	< 0.01	< 0.01	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03
Ho	< 0.003	< 0.003	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.003	< 0.003
Er	< 0.03	< 0.03	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.02	< 0.02
Tm	< 0.007	< 0.007	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.003	< 0.003
Yb	< 0.02	< 0.02	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.01	< 0.01
Lu	< 0.007	< 0.007	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.004	< 0.004
Hf	< 0.006	< 0.006	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.01	< 0.01
Ta	< 0.005	< 0.005	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.01	< 0.01
W	< 0.02	< 0.02	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.04	< 0.02	< 0.02
Tl	0,042	0,015	< 0.003	< 0.003	< 0.003	0,018	< 0.004	< 0.004
Pb	< 0.001	< 0.001	0,005	< 0.001	0,011	0,043	< 0.002	< 0.002
Bi	< 0.02	< 0.02	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.005	< 0.005
Th	< 0.001	< 0.001	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.003	< 0.002	< 0.002
U	< 0.02	< 0.02	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.004	< 0.005	< 0.005

Tabell 25: Ammonium- og anionverdier i blankprøvene fra prøverunden i oktober, to fra februar og en fra mars. 27.02.17 kontrollerte både Elverumsprøvene og den første Idegården prøven. Enhet: mg/l.

	Oktober	Februar 09.02.17	Februar 27.02.17	Mars
NH ₄ ⁺	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
NO ₃ ⁻	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015
PO ₄ ³⁻	<0,0015	<0,0015	<0,0015	<0,0015
Cl ⁻	<0,01	<0,01	0,11	0,01
SO ₄ ²⁻	<0,07	<0,07	0,07	<0,07
F ⁻	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025

Tabell 26: Fysisk- - kjemiske verdier i blankprøvene som kontroll av prøverunden i oktober, to fra februar og en fra mars. 27.02.17 kontrollerte både Elverumsprøvene og den første Idegården prøven.

	Oktober	Februar 09.02.17	Februar 27.02.17	Mars
Temperatur [°C]	23,9	23,0	23,5	23,1
pH	5,7	6,9	6,2	5,7
EC [mS/m]	0,1	0,4	0,1	0,1
Alkalitet [mmol/l]	<0,02	0,05	<0,02	<0,02
Fargetall [mg Pt/l]	<1	<1	<1	<1
Turbiditet [NTU]	0,42	0,12	0,10	0,16
TSS [mg/l]	-	<2	-	<2

D. Beregninger

I dette vedlegget presenteres beregningene av ionebalansen, histogrammene og Piperdiagrammene. I tabellene presenteres konsentrasjonen av hovedionene og andre signifikante ioner i mg/l og meq/l beregnet etter formel 8. De normaliserte verdiene til hovedionene presenteres under 'Prosent' og er verdiene som benyttes i Piperdiagrammene. Ionebalansen er beregnet etter formel 7. Der flere ioner enn hovedionene er brukt for å beregne ionebalansen presenteres både summen av alle ionene og summen av ionene til Piperdiagrammet (SUMpiper).

Tabell 27: Hovedioner og signifikante ioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for B1.

B1									
	Oktober			Februar			Mars		
	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent
Ca ²⁺	85,2	4,25	78,5	78,6	3,92	68,6	76,2	3,80	73,1
Mg ²⁺	6,80	0,564	10,4	9,49	0,788	13,8	8,78	0,729	14,0
Na ⁺	11,5	0,500	9,00	18,9	0,82	14,4	12,5	0,544	10,4
K ⁺	3,84	0,0982	2,00	7,24	0,185	3,24	5,02	0,128	2,47
Fe ²⁺ , filtrert	5,16	--	--	5,36	--	--	5,46	0,196	--
Mn ²⁺ , filtrert	0,680	--	--	0,672	--	--	0,667	0,0243	--
	SUM	5,41	100	SUM	5,71	100	SUM	5,40	100
							SUMpiper	5,20	
SO ₄ ²⁻	36,7	0,764	15	43,1	0,897	15	39,9	0,831	14
Cl	11,9	0,336	6	19,2	0,542	9,0	12,4	0,350	6,0
Alkalitet [felt]	--	4,2	79	--	4,6	76	--	4,7	80
	SUM	5,2	100	SUM	6,0	100	SUM	5,9	100
IBE [%]	2,0			-2,7			-4,0		

Tabell 28: Hovedioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for B2.

B2									
	Oktober			Februar			Mars		
	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent
Ca ²⁺	87,9	4,39	67,2	71,9	3,59	54,8	77,8	3,88	63,1
Mg ²⁺	8,63	0,716	11,0	9,76	0,810	12,4	10,9	0,905	14,7
Na ⁺	29,1	1,27	19,4	44,0	1,91	29,2	27,5	1,20	19,5
K ⁺	6,24	0,160	2,44	9,16	0,234	3,58	6,52	1,67	2,71
	SUM	6,53	100	SUM	6,55	100	SUM	6,15	100
SO ₄ ²⁻	41,2	0,860	13	42,1	0,516	14	49,8	1,03	16
Cl	27,1	0,764	12	18,3	0,876	8,0	24,6	0,694	10
Alkalitet [felt]	--	4,8	75	--	4,9	78	--	4,9	74
	SUM	6,4	100	SUM	6,3	100	SUM	6,6	100
IBE [%]	0,82			0,020			-3,8		

Tabell 29: Hovedioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for R1.

R1						
	Februar			Mars		
	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent
Ca ²⁺	63,9	3,19	14,2	62,2	3,10	14,0
Mg ²⁺	16,3	1,35	6,01	16,1	1,34	6,01
Na ⁺	409	17,8	79,0	403	17,5	79,0
K ⁺	7,04	0,180	0,80	8,99	0,230	1,00
	SUM	22,5	100	SUM	22,3	100
SO ₄ ²⁻	166	3,46	14	173	3,60	13
Cl	571	16,1	65	670	18,9	69
Alkalitet [felt]	--	5,2	21	--	4,9	18
	SUM	25	100	SUM	27	100
IBE [%]	-4,8			-10		

Tabell 30: Hovedioner og signifikante ioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for R2.

R2									
	Oktober			Februar			Mars		
	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent
Ca ²⁺	9,23	0,461	6,64	8,09	0,404	5,82	8,15	0,407	6,41
Mg ²⁺	3,23	0,268	3,86	4,12	0,342	4,93	4,07	0,338	5,32
Na ⁺	140	6,09	87,8	139	6,05	87,2	126	5,48	86,3
K ⁺	4,60	0,118	1,70	5,50	0,141	2,03	4,79	0,123	1,93
	SUM	6,94	100	SUM	6,93	100	SUM	6,35	100
SO ₄ ²⁻	42,8	0,891	13	43,8	0,91	13	44,2	0,920	13
Cl	121	3,41	49	123	3,47	49	128	3,61	50
Alkalitet [felt]	--	2,7	38	--	2,66	38	--	2,7	37
	SUM	7,0	100	SUM	7,0	100	SUM	7,2	100
IBE [%]	-0,49			-0,78			-6,5		

Tabell 31: Hovedioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for IG.

IG						
	Februar			Mars		
	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent
Ca ²⁺	84,6	4,22	20,3	97,0	4,84	24,8
Mg ²⁺	25,3	2,10	10,1	27,0	2,24	11,5
Na ⁺	326	14,2	68,0	279	12,1	62,2
K ⁺	13,4	0,343	1,64	12,0	0,307	1,57
	SUM	20,8	100	SUM	19,7	100
SO ₄ ²⁻	169	3,52	16	177	3,68	16
Cl	475	13,4	61	486	13,7	60
Alkalitet [felt]	--	5,0	23	--	5,3	23
	SUM	22	100	SUM	23	100
IBE [%]	-2,5			-7,5		

Tabell 32: Hovedioner i konsentrasjonene mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for brønnene BO, GS, H og L3.

	BO			GS			H			L3		
	Mars			Mars			Mars			Mars		
	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent	mg/l	meq/l	Prosent
Ca ²⁺	131	6,54	35,2	94,3	4,70	64,2	26,3	1,31	7,27	60,8	3,03	11,4
Mg ²⁺	28,7	2,38	12,8	17,2	1,43	19,5	34,8	2,89	16,0	41,0	3,40	12,7
Na ⁺	216	9,40	50,6	23,7	1,03	14,1	311	13,5	75,0	457	19,9	74,5
K ⁺	10,6	0,271	1,46	6,58	0,168	2,30	12,5	0,320	1,77	15,0	0,384	1,44
	SUM	18,6	100	SUM	7,33	100	SUM	18,0	100	SUM	26,8	--
SO ₄ ²⁻	167	3,48	18	135	2,81	38	111	2,31	12	160	3,33	11
Cl	367	10,4	54	40,8	1,15	16	491	13,9	71	809	22,8	75
Alkalitet [felt]	--	5,5	28	--	3,4	46	--	3,4	17	--	4,4	14
	SUM	19	100	SUM	7,4	100	SUM	20	100	SUM	31	100
IBE [%]	-2,0			-0,20			-4,0			-6,7		

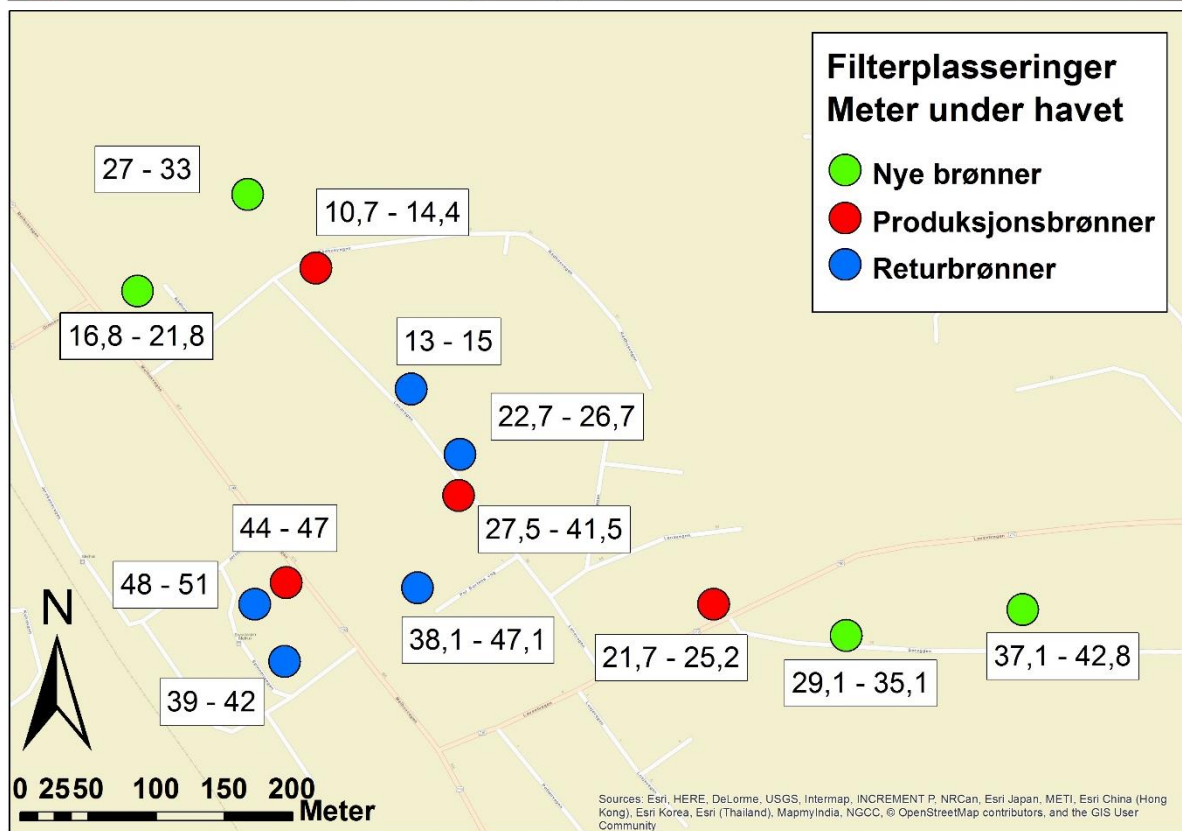
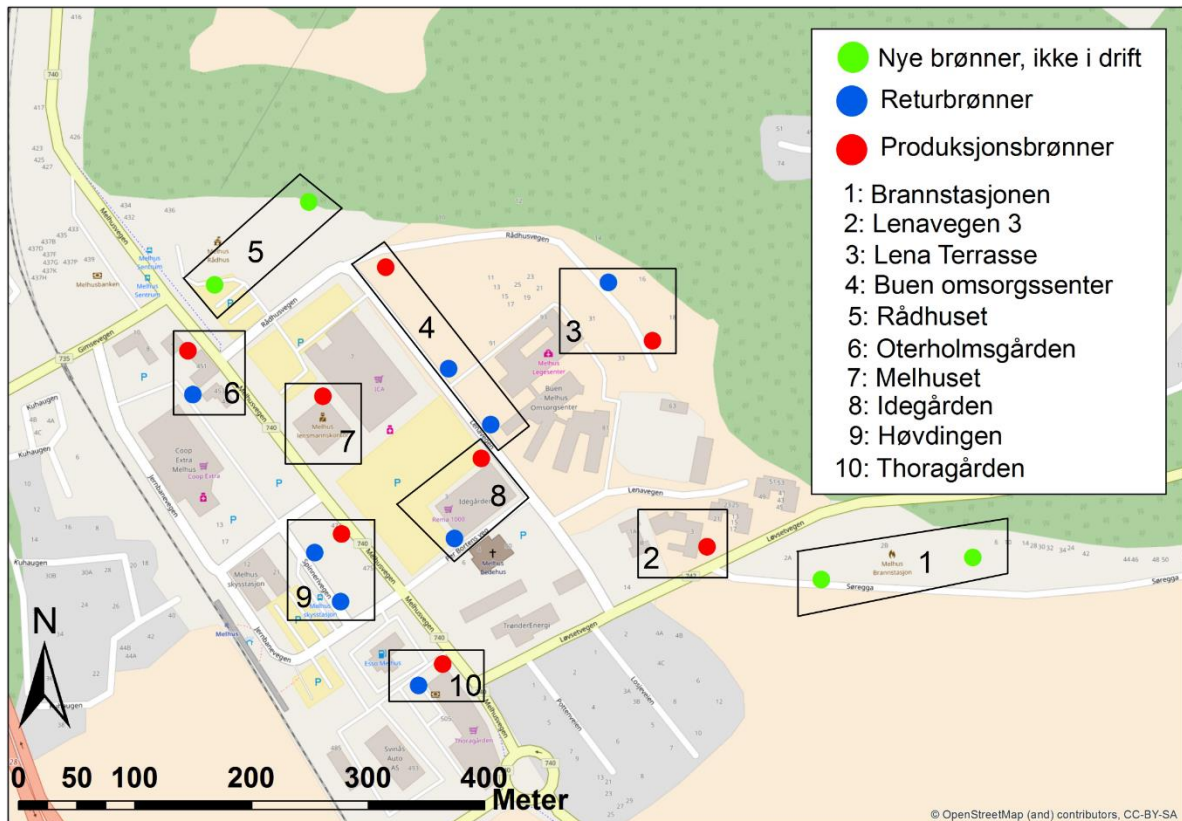
Tabell 33: Hovedioner og signifikante ioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for B12 - Ydalir.

B12 - Ydalir			
Februar			
	mg/l	meq/l	Prosent
Ca ²⁺	7,50	0,374	42,8
Mg ²⁺	2,46	0,204	23,4
Na ⁺	5,13	0,223	25,5
K ⁺	2,82	0,0721	8,30
	SUM	0,874	100
SO ₄ ²⁻	7,45	0,155	11
Cl	3,45	0,0973	7,2
Alkalitet [felt]	--	1,1	81
	SUM	1,4	100
IBE [%]	-22		

Tabell 34: Hovedioner og signifikante ioner i mg/l og meq/l, samt normaliserte verdier for Lillemoen skole.

Lillemoen skole			
Februar			
	mg/l	meq/l	Prosent
Ca ²⁺	11,0	0,549	43,5
Mg ²⁺	2,44	0,202	16,0
Na ⁺	6,85	0,298	23,6
K ⁺	8,33	0,213	16,9
	SUM	1,26	100
SO ₄ ²⁻	8,24	0,172	17
Cl	11,6	0,327	33
Alkalitet [felt]	--	0,50	50
F ⁻	0,035	0,0018	--
NO ₃ ⁻	3,57	0,0576	--
	SUM	1,1	
	SUMpiper	1,0	100
IBE [%]	8,8		

E. Filterplasseringen i alle brønnene i Melhus sentrum



Figur 53: Kartene viser posisjonen og filterplasseringene til alle brønnene i Melhus sentrum. Kartene er hentet fra ArcMap.