



Utlekkingsforsøk med svartskifer fra Rv. 4, Hadeland

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 665



Tittel

Utlekkingsforsøk med svartskifer fra Rv. 4, Hadeland

Undertittel

Forfatter

Halldis Fjermestad, Per Hagelia,
Tore Thomassen

Avdeling

Prosjektavdeling øst

Seksjon

Prosjekt Vestoppland

Prosjektnummer

Rapportnummer

Nr. 665

Prosjektleder

Anne Brit Moen

Godkjent av

Hedda Vikan

Emneord

svartskifer, alunskifer, sulfidholdige bergarter, avrenning, mellomlagring, spormetaller, forurensning

Sammendrag

Gjennom to utlekkingsforsøk ble utsprengt svartskifer (fra alunskifer- og galgebergformasjonen) langs den nye Rv 4-traseen forbi Gran plassert i containere ute i friluft med naturlig gjennomstrømming av vann i form av nedbør, supplert med springvann ved behov. Oppsamlet vann ble prøvetatt etter ulike tidsintervall i ett år. Det ble gjennom forsøket ikke påvist sure pH-verdier i avrenningsvannet fra skifrene. Bufferkapasiteten (karbonat) i bergartene bidrog sannsynligvis til å holde pH over 7 i avrenningsvannet.

Konsentrasjonene av flere tungmetaller i avrenningsvannet fra svartskifrene var høye til tross for nøytral pH. Utlekking av forurensende tungmetaller var størst fra alunskifermassene fra skjæring og tunnel. Allerede etter første uke av forsøket ble det målt forhøyede verdier av uran (U), nikkel (Ni), kadmium (Cd) og Molybden (Mo) fra alunskiferprøvene. Avrenningen av tungmetaller fra galgebergskiferen lå på et mye lavere nivå, men det ble likevel registrert forhøyede konsentrasjoner av Cd, Ni og Arsen (As).

Antall sider 68

Dato 30.05.2017

Title

Large-scale leaching experiment with black shale from National Road 4, Hadeland

Subtitle

Author

Halldis Fjermestad, Per Hagelia,
Tore Thomassen

Department

Prosjektavdeling øst

Section

Prosjekt Vestoppland

Project number

Report number

No. 665

Project manager

Anne Brit Moen

Approved by

Hedda Vikan

Key words

Black shale, alum shale, sulphur bearing rocks, runoff, trace metals, pollution

Summary

In two leaching experiments, excavated black shales (Alum shale and Galgeberg black shale bedrock formations) along the new Rv 4 through Gran were placed in outdoor containers where precipitation could filter through the samples. The water that filtered through the rock were sampled at various intervals throughout a year. The experiment did not reveal acidic pH values in these samples. The buffer capacity (carbonate) of the rocks probably contributed to keeping pH-values in the leachates above 7. Despite the neutral pH of the black shales runoff, concentrations of several heavy metals were high. The highest concentrations were found in the leachates from the Alum shale. Already after the first week of the experiment, increased values of uranium (U), nickel (Ni), cadmium (Cd) and molybdenum (Mo) were measured from the Alum shale samples. The leachates of heavy metals from the Galgeberg black shales was at a lower level, but still showed elevated levels of Cd, Ni and arsenic (As).

Pages 68

Date 30.05.2017



Forord

Denne rapporten oppsummerer resultatene fra et storskala utlekkingsforsøk i friluft med svartskifer fra vegprosjektet Rv 4 Gran grense – Jaren. Forsøkene startet opp i oktober 2014 og varte ett år, fram til høsten 2015, og var et FoU-prosjekt i regi av Statens vegvesen, Prosjekt Vestoppland. Representanter fra Statens vegvesen har gjennomført forsøket ved anleggsriggen for Granstunnelen. Halldis Fjermestad, Øivind Brenli og Tore Thomassen har satt opp forsøket, og innhentet prøvene. Rapporteringen er gjort av Halldis Fjermestad. Tore Thomassen har bidratt på kapitelet om bergartsmaterialet i forsøket. Per Hagelia har kommet med faglige innspill knyttet til geologi og kjemi.

Anne Brit Moen, prosjektleder i Prosjekt Vestoppland, var initiativtager til rapporten, og skal ha takk for engasjement og oppfølging gjennom forsøket. En takk rettes også til andre som har kommet med innspill og kommentarer når det har dukket opp spørsmål relatert til alunskifer, deriblant Erik Endre og Trygve Dekko.

Vannanalysene er utført ved ALS Laboratory Group. Takk til Franzefoss Miljøkalk AS for leveranse av kalkproduktene i forsøket, og for bistand med informasjon om produktene.

Roa, 24.05.17

Halldis Fjermestad

Sammendrag

Gjennom to utlekkingsforsøk ble utsprengt svartskifer fra alunskifer- og galgebergformasjonen langs den nye Rv 4-traseen forbi Gran plassert i containere ute i friluft med naturlig gjennomstrømming av vann i form av nedbør. I enkelte perioder med lite regn ble det supplert med springvann. Vann som rant gjennom skiferen i containerne ble samlet opp i egne beholdere, og prøvetatt etter ulike tidsintervall i ett år. Det ble gjennom forsøket ikke påvist sure pH-verdier i avrenningsvannet verken skifrene. Bufferkapasiteten (karbonat) i bergartene bidrog sannsynligvis til å holde pH over 7 i avrenningsvannet.

Konsentrasjonene av flere tungmetaller i avrenningsvannet fra svartskifrene var høye til tross for nøytral pH. Utlekking av forurensende tungmetaller var størst fra alunskifer-massene fra skjæring og tunnel. Allerede etter første uke av forsøket ble det målt forhøyede verdier av U, Ni, Cd og Mo fra alunskiferprøvene. Tungmetaller fra alunskifer som oppnådde spesielt høye nivåer gjennom forsøket var nikkel (opp til 3000 µg/L), uran (opp til 6300 µg/L), kadmium (opp til 27 µg/L), molybden (opp til 31 000 µg/L) og sink (opp til 170 µg/L). Nivåene av nikkel, kadmium og sink fra alunskiferen nådde tilstandsklasse 5 (omfattende toksiske effekter) i Miljødirektoratets veileder for klassifisering av miljøgifter i ferskvann, M-608. Konsentrasjonene av U, Ni og Zn fra alunskiferen hadde en oppadgående kurve gjennom forsøket. Avrenningen av tungmetaller fra galgebergskiferen lå på et mye lavere nivå, men det ble likevel registrert forhøyede konsentrasjoner av Cd (opptil 5,0 µg/L), Ni (opptil 50 µg/L) og As (opptil 84 µg/L). Disse konsentrasjonene ligger i tilstandsklasse 4 (akutt toksisk effekt) i miljøklassifiseringen for ferskvann.

pH var en viktig faktor for utlekkingen. Utlekking av Mo, Cd og As var størst i prøver med høy pH, mens utlekking av Ni og U økte når pH sank. Den kjemiske og mineralogiske variasjonen mellom skiferlokalitetene vil også å ha påvirket utlekkingen. Kjemiske analyser av skifrene viste at svartskiferen fra galgebergledet generelt hadde et lavere innhold av potensielt forurensende metaller, som U, Ni, As og Mo sammenlignet med alunskifrene. Med unntak av As var utlekking av disse metallene lavere fra galgebergskifrene enn alunskifrene.

Den relative mengden tilsatt vann over skifermassene, både fra springen og som naturlig nedbør, var lav i forhold til volumet av steinen. Avrenningsvannet var dermed mer konsentrert

enn om mer vann hadde blitt tilsatt. Vannkvaliteten i avrenningsvannet kan være et bilde på forventet sigevann fra lignende svartskifermasser, dersom de blir liggende ute i friluft uten noe form for tildekking.

Alunskifer som var lite fragmentert hadde en mye lavere utlekking enn mer fragmentert alunskifer. Det viser at mengden av finstoff i massene (spesifikt overflateareal av partiklene) hadde stor betydning for utlekkingen av metaller.

Det ga ingen gunstig effekt av å tilsette kalkholdige masser til svartskifermassene. pH i avrenningsvannet var høy fra før av, og innholdet av karbonater i selve skifer materialet så ut til å ha større betydning for syrenøytraliseringsprosessen. På lengre sikt, ved avtagende pH og alkalinitet i massene, kunne trolig tilsetning av kalkmel eller knust kalkstein likevel være et tiltak for å øke bufferkapasiteten til massene.

Innhold

Forord.....	1
Sammendrag	2
Innhold	4
1 Innledning.....	6
1.1 Mål.....	7
2 Material og metode.....	9
2.1 Bergartsmaterialet i forsøket	9
2.1.1 Dannelse av svartskifer.....	9
2.1.2 Bergartene på Gran	9
2.2 Gjennomføring	10
2.2.1 Innhenting av materiale	10
2.2.2 Forsøk 1	12
2.2.3 Forsøk 2.	15
3 Resultater og diskusjon	17
3.1 Kjemisk karakterisering av bergartene med håndholdt XRF	17
3.2 Tilsatt vann	18
3.2.1 Nedbør og vanning av forsøkskteinere	18
3.2.2 Kjemisk analyse av springvann og regnvann	19
3.3 PH og syreproduksjon.....	21
3.3.1 Forsøk 1	21
3.3.2 Forsøk 2	25
3.4 Redokspotensial	28
3.5 Fysiske parametre	30
3.5.1 Turbiditet.....	30
3.5.2 Ledningsevne.....	31
3.6 Utlekking av metaller	32
3.6.1 Uran	32
3.6.2 Nikkel.....	35
3.6.3 Sink	37
3.6.4 Kadmium.....	38
3.6.5 Molybden	40
3.6.6 Kobber	41
3.6.7 Arsen.....	42
3.6.8 Krom	44
3.6.9 Bly.....	45

3.6.10	Jern	45
3.6.11	Mangan.....	45
3.7	Effekt av tilsatt kalkstein	47
3.7.1	Tilsetting av miljøkalk og effekt på tungmetallutlekking	47
3.7.2	Tilsetting av kalkstein fra tunnelen og effekt på pH og utlekking av tungmetall.....	48
3.8	Synlig forvitring.....	48
4	Oppsummerende diskusjon	50
4.1	Utlekking av metall.....	50
4.2	Syredannende egenskaper	51
4.3	Langtidseffekter.....	53
5	Konklusjon.....	54
6	Referanser	56
7	Vedlegg.....	57

1 Innledning

Svartskifer er en benevnelse på mørke sedimentære bergarter som har et høyt innhold av organisk karbon (kullforbindelser) (Swanson, 1961). Svovelforbindelser og tungmetaller er også ofte anrikt i skiferen. I forbindelse med byggeprosjekter som involverer graving og sprengning i svartskifer kan det oppstå en forurensningsrisiko, ved at massene fragmenteres og blir utsatt for forvitring. Når skiferen får tilgang på luft og vann over tid, vil svovelforbindelsene begynne å oksidere. Dette resulterer i dannelse av svovelsyre, som kan føre til et surt avrenningsvann. Syreproduksjonen bidrar samtidig til å frigjøre metaller som er bundet i skiferen (Jeng, 1991). Et surt og metallholdig avrenningsvann fra skiferen kan gjøre stor skade på vannlevende organismer, dersom det renner ut i nærliggende elver eller vann. Sur avrenning kan også øke nedbryting av betongkonstruksjoner og redusere tiden før armeringskorrosjon starter (Hagelia, 2016). Svartskiferen i Oslofeltet har også et svellepotensial, noe som kan gi utfordringer ved bruk i byggegrunn eller veikonstruksjoner. Svellingen skjer ved fukttilgang og påfølgende dannelse av sekundærmineral av sulfat, som for eksempel gips (kalsiumsulfat ($\text{CaSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$)). I tillegg kan leirmineralene smektitt og vermikulitt også bidra til svelletrykk (Endre, 2015).

Det er spesifisert i forurensningsforskriften kapittel 2 at: «Grunn som danner syre eller andre stoffer som kan medføre forurensning i kontakt med vann og/eller luft, regnes som forurenset grunn dersom ikke annet blir dokumentert». Utsprengt svartskifer som kommer inn under denne definisjonen regnes altså som avfall som må leveres på godkjent mottak.

Syre- og metallkonsentrasjonen i avrenningsvannet er blant annet avhengig av mengde og type sulfidmineraler i skiferen og syrenøytraliserende materiale (karbonat) tilgjengelig i steinmaterialet. I tillegg vil forvitringen styres av oksygenkonsentrasjoner, pH i vannløsningen, tilstedeværelse av katalyserende grunnstoff, frekvensen av sykluser med fuktighet og tørke og nærvær av thiobacillusbakterier (Pierzinsky, Sims, & Vance, 2005). Nikkel, sink, kadmium og uran er typiske metaller som kan forekomme i høye konsentrasjoner i avrenningsvann fra alunskifer. Også ved pH-verdier over sju kan metallkonsentrasjonen i avrenningsvann fra svartskifer være høy.

Høsten 2013 startet arbeidene med å bygge ny Rv 4 på delstrekningen Gran grense – Jaren på Hadeland. Inkludert i vegprosjektet var en 1,7 km lang tunnel gjennom bergarter av kalkstein, kalkleirskifre og svartskifer. I berggrunnen ble det avdekket potensiell syredannende svartskifer i to ulike lagrekker; alunskiferformasjonen og galgebergformasjonen. Alunskifer har historisk sett vært forbundet med størst forurensingsproblem, men også galgebergskiferen har vist seg å kunne gi forurenset avrenning (Fjermestad, 2013; Helmers, 2013).

På forhånd ble det estimert at vegbyggingen ville genere rundt 100 000 m³ med svartskifer, som måtte håndteres som potensielt forurensete masser. Statens vegvesen fikk tillatelse til å nyttiggjøre den utsprengte svartskiferen til å masseutskifte i ei myr sør for tunnelen, langs den nye vegtraséen. Torvmassene måtte uansett fjernes for å lage et stabilt fundament for veganlegget. Skifermassene ble lagt under nivået for høyeste grunnvannstand og ble deretter dekket med andre masser i et lag på fem meter tykkelse. Hensikten var å bevare svartskiferen i et konserverende, oksygenfattig miljø slik at skadelig utlekking fra massene ble hindret. Etter endt tunneldriving hadde myrmasser blitt masseutskiftet med om lag 10 000 m³ galgebergskifer og om lag 50 000 m³ alunskifer.

1.1 Mål

Statens vegvesen jobber for at vegbygging ikke skal påvirke miljøet på en negativ måte.

For å hindre forurensende avrenning fra svartskifer fra vegprosjektet er det viktig å ha tilstrekkelig kunnskap om massene man håndterer, slik at forsvarlige metoder blir valgt ved disponering, og lagring av massene. I noen tilfeller vil det bli nødvendig å mellomlagre masser en viss periode før de blir transportert videre til et godkjent lagringssted. Kunnskap om forvitring og forurensningspotensialet til bergartene er avgjørende i vurderingen av hvilke forurensningsreducerende tiltak som skal settes inn i forskjellige situasjoner.

Målet med forsøket var å få mer kunnskap om forvitnings- og forurensningspotensialet til to ulike typer svartskifer lagret i friluft, og vurdere tiltak for å redusere forurensningspotensialet til skifrene under naturlige variasjoner med hensyn til nedbør og temperatur. For å få svar på dette ble ulike typer svartskifer plassert åpne i containere, med fri gjennomstrømming av

vann, over en lengre periode. Kunnskapen fra forsøket kan bidra til å komme fram til gode rutiner for mellomlagring av svartskifermasser, og en forsvarlig håndtering av utsprengt materiale.

Spørsmål vi ville finne ut av var:

1. Hvilke konsentrasjoner lekker ut fra de ulike svartskifrene ved ulik eksponeringstid?
2. Hvor lenge kan massene ligge åpent for forvitring før det skjer en utlekking av miljømessig betydning?
3. Hvordan skiller svartskifrene seg fra alunskiferformasjonen og galgebergformasjonen seg fra hverandre med hensyn på utlekking av metaller og syredannelse?
4. Hvor stor effekt har det å kalke utlagte masser, eller blande svartskifer med annen mer kalkholdig stein? Kan de kalkrike massene ha en buffereffekt på eventuell syreproduksjon og bidra til å redusere avrenning av tungmetaller?
5. Hva påvirker utlekkingen?

2 Material og metode

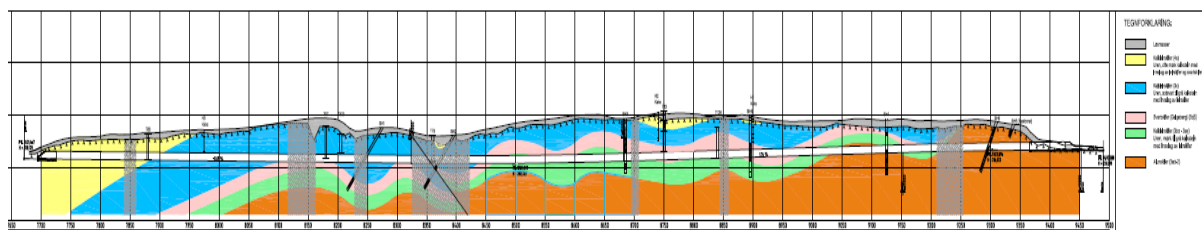
2.1 Bergartsmaterialet i forsøket

2.1.1 Dannelse av svartskifer

I tidlig Kambrium (rundt 500 millioner år siden) oppstod et stort grunt havområde som dekket store deler av grunnfjellsområdet som kalles det Baltiske Skjold. I Norge gjaldt det største deler av Norge. I løpet av en periode på 20-25 mill. år ble det avsatt svart slam som dekket det meste av Nord-Europa. Det oppsto en lagdeling av vannmassene hvor overflatevannet hadde oksygenrikt vann mens bunnvannet var oksygenfattig og reduserende. Når alger og andre organismer som levde i overflatevannet døde, sank de ned på bunnen, og på grunn av mangel på oksygen ble det organiske materialet bare delvis nedbrutt. Det ble dannet et svart slam som med tiden ble presset sammen til skifer med et høyt karboninnhold. I slammet ble det dannet sulfider ved reduksjon av sulfat, og uran ble oppkonsentrert ved at det ble skilt ut fra havvann under reduserende forhold sammen med det organiske materialet (Swanson, 1961). Lagrekken har fått benevnelsen alunskifer, fordi den ble brukt til å utvinne alun som blant annet ble brukt til å garve lær. Over alunskiferlagrekken ble det i løpet av de neste 100 millioner årene avsatt vekselvis flere skiferlag og kalklag, avhengig av klima, oseanografi og bassengutviklingen (Trabucho-Alexandre, Hay, & de Boer, 2012). Denne lagrekken av sedimentære bergarter blir kalt den kambrosilurske lagrekken, og er å finne i Oslofeltet fra Brevik i sør til Hamarregionen i nord.

2.1.2 Bergartene på Gran

Vei og tunnelbyggingen på Gran foregår i den nedre sekvensen i den kambrosilurske lagrekken i det som er definert som Røykengruppen, bestående ulike bergartsformasjoner av fra bunn: Alunskifer FM (etasje 2-3a), Bjørkåsholmen FM, Tøyen FM (Hagaberg, etasje 3b α og Galgeberg, etasje 3b β), Huk FM (etasje 3c) og Elnes FM (etasje 4a). Figur 1 viser tolkingen av bergartene i tunnellopet på Gran, som ble gjort i forkant av tunneldrivingen. Tolkningen stemte forholdsvis godt med de faktiske forholdene i tunnelen. Bergartene i tunnelen var til dels sterkt deformert og utsatt for kontaktmetamorfose i randsonen mot syenittintrusjoner bestående av bergarten mænaitt.



Figur 1. Tolket geologi fra nordgående tunneløp i Granstunnelen (Multiconsult, 2013). Tunnelen er angitt med hvit strek. Fargene angir de ulike bergartsformasjonene: gul: mørk skifer (Elnes, 4a), blå: kalkstein (Huk, 3c), rosa: svartskifer (galgeberg, 3bβ), grønn: mørk skifer (hagaberg, 3bα) og oransje: svartskifer (alunskifer, 2-3a). Huk kalkstein er noe overestimert i tykkelse.

Mineralogisk sammensetning av svartskifer på Gran

I forbindelse med masteroppgaver fra NORWAT (Fjermestad, 2013; Helmers, 2013; Santos, 2014; Terefe, 2016) ble utført røntgendiffraksjon (XRD) på bergartsmateriale fra Gran for å identifisere hvilke mineraler som var tilstede i bergartsmaterialet. I XRD-analysene av to galgebergskifre fra Gran ble det funnet kvarts, muskovitt, pyritt, kalsitt, dolomitt, ankeritt, kaolin, albitt, kloritt (chamositt, klinoklor, kloritt serpentin) og zirkon. To alunskiferprøver ble også analysert. I den første ble det påvist kvarts, muskovitt, alunitt, titanomagnetitt og andraditt (titan, aluminium). I den andre ble det påvist kvarts, kalsitt, dolomitt, markasitt, muskovitt og mikrolin. SEM- og XRD-analyser av mineralogien i flere prøver av alunskifer fra Granstunnelen (Terefe, 2016) påviste sulfidmineralene pyritt (FeS_2), sinkblende ($(\text{Zn,Fe})\text{S}$), pentlanditt ($(\text{FeNi})_9\text{S}_8$) og chalkopyritt (CuFeS_2). Pyritt (svovelkis) utgjorde størst andel av sulfidene, mens sinkblende utgjorde opptil 25% av sulfidene.

Under forundersøkelsene til vegprosjektet ble det tatt vannprøver fra to småbekker på Gran som drenerer i områder med alunskifer. Resultatene viste konsentrasjoner i intervallene: U fra 6 – 91 $\mu\text{g/L}$, Ni fra 2- 31 $\mu\text{g/L}$, Cd fra 0,04 – 0,33 $\mu\text{g/L}$ og Zn fra 1 – 30 $\mu\text{g/L}$. pH var fra 8,1 – 8,3 (Statens vegvesen, 2012). Vannprøvene fra disse bekkene gav et bilde på naturlige bakgrunnsverdier for områder der alunskifer er tilstede i berggrunnen.

2.2 Gjennomføring

2.2.1 Innhenting av materiale

Svartskifer fra galgeberg- og alunskiferleddet ble benyttet i forsøket. Alunskiferen ble hentet fra en sprengt skjæring like bortenfor det nordre tunnelpåslaget, mens galgebergskiferen ble pigget ut fra fjellet i tunnelen fra pelenummer 8514 – 8520 i sørgående løp og 8586-8589 i

nordgående løp. Senere ble det gjennomført et tilleggsforsøk, der utsprengt alunskifer fra tunnelen, nordgående løp, rundt pelnr 9354, ble benyttet. Dette ble kalt Forsøk 2. Massene som ble brukt i hovedforsøket (forsøk 1) ble samlet inn i siste halvdel av september 2014, mens alunskifermassene i tilleggsforsøket (forsøk 2) ble hentet i mai 2015. Fordelingen av bergarter i konteinerne er vist i tabell 1.

Tabell 1. Fordeling av de ulike bergartene i konteinerne (totalt 200 L utsprengt bergmasse per konteiner).

Forsøksperiode	Navn på prøve-konteiner	Galgeberg (tunnel)	Alunskifer (fra linja)	Alunskifer tunnel	Huk kalkstein (tunnel)	Granulert dolomitt, Agri Dol Granulert GLA (CaMg(CO ₃) ₂)	Nedmalt kalkstein, Miljøkalk VK3 (CaCO ₃ >98%)
01.08.14 – 19.05.15 Forsøk 1	G1	200 L					
	G2	200 L					
	G3K	200 L				10 L	
	G4H	150 L			50 L		
	G5H	100 L			100 L		
	A1*		200 L				
	A2K		200 L			10 L	
	A3		200 L				
	A4H		150 L		50 L		
	A5H		100 L		100 L		
21.05.15 – 18.06.15 Forsøk 2	AT1			200 L			
	AT2			200 L			
	AT3K			200 L			5 L
	AT4K			200 L			10 L

*Mindre fragmentert alunskifer

Forsøksmassene som ble hentet fra tunnelen bestod av skifer som var pigget ut av tunnelen ved maskinell berg-rensk. Det ble ikke gjennomført injeksjon (tetting av vannlekkasjer i fjellet med sementbasert tetningsmiddel) i områdene der tunnelmassene ble hentet ut fra. Det ble imidlertid gjort noen observasjoner av betongrester og spor av uomsatt sprengstoff i massene fra tunnelen. Galgebergskiferen ble hentet ut i to omganger, da det første lasset ikke var nok til å fylle alle konteinerne. Det andre lasset (pelnr N 8586-8589) ble hentet lenger nede i bergartssekvensen, der noe grå leirskifer fra hagabergformasjonen (etasje 3bα) ble observert å komme med i massene.

Kalksteinen som ble tilsatt i noen konteiner ble hentet ut fra tunnelen i et område med kalkstein (hukformasjonen). Disse massene hadde også innslag av noe Elnes kalkleirskifer.

Kalkproduktene tilsatt i forsøket var produktene granulert dolomitt fra Glanshammar (Agri Dol Granulert GLA) i forsøk 1 og kalksteinmel fra Verdalen (Miljøkalk VK3) i forsøk 2. Begge typer ble levert av Franzefoss Miljøkalk AS (Vedlagt produktdatablad i vedlegg 7 og 8).

Det ble på forhånd gjennomført en grunnstoffanalyse av bergartene ved bruk av håndholdt XRF (Røntgen fluorescens). Instrumentet benytter røntgenstråler til kjemisk analyse av prøven. XRF-analysene ble utført direkte på stikkprøver av utsprengt stein som skulle brukes i forsøket. På forhånd var det lagt inn kalibreringsfaktorer på instrumentet som var tilpasset skiferen på Gran.

2.2.2 Forsøk 1

Høsten 2014 ble det satt opp ti IBC-konteinere på 0,6 m³, med avkuttet topp på paller, som vist i figur 2. Fem av konteinerne ble fylt med svartskifer fra galgebergledet hentet fra Granstunnelen. De resterende fem ble fylt med alunskifer hentet fra utsprengt skjæring ved det nordre påhugget til Granstunnelen. Hver konteiner ble fylt opp med om lag 0,2 m³ skifer. I fire av konteinerne ble en andel av skifermassene erstattet med uren kalkstein sprengt ut fra tunnelen (Huk-leddet, etasje 3c). Denne steinen var hardere, og av en grovere fraksjon enn svartskiferene, se figur 3d. I to andre konteinere ble det strødd 10 liter med granulert dolomitt over skifermassene (Franzefoss Miljøkalk, Agri Dol). Denne kalktypen ble brukt av entreprenøren på vegprosjektet som et tiltak i overvåkningsplanen for å motvirke syreproduksjon og forurensende utlekking fra eksponert skifer. Mengden kalk (10 L per 200L masse) ble valgt basert på A. S. Jeng (1991;1992) sine forsøk, der tilsetning av kalk tilsvarende 5 % av total alunskifermasse ble funnet til å være en mengde som hadde god effekt på å nøytralisere vann i kontakt med alunskifer. Kalken ble lagt på toppen av massene for å gjøre prosedyren mer lik gjennomføringen ved mellomagring av svartskifer i stor skala på vegutbyggingsprosjektet på Gran. Figur 3 viser de ulike steinmassene som ble brukt og kalken som ble strødd over skiferen i to av konteinerne.



Figur 2. IBC konteinerne med avrenningsbeholdere, oktober 2014 og april 2015.

I to av de fire konteinerne ble det tilsatt et lag, henholdsvis 10 og 20 liter, med kalksteinmel (Miljøkalk VK3, Franzefoss Miljøkalk AS) med $\text{CaCO}_3 > 98\%$ i konteinerne AT3K og AT4K.



Figur 3. Massene som ble brukt i forsøk 1. Bildene er tatt i ulike forsøkskonteinere etter to ukers eksponering. A) Svartskifer fra galgeberg-formasjonen, hentet fra tunnelen (G2). B) Alunskifer hentet fra skjæring (A3). C) Alunskifer med mindre fragmenteringsgrad hentet fra skjæring, (A1). D) Kalkstein (huk-formasjonen) hentet fra tunnelen. Kalksteinen er strødd over galgeberg svartskifer (G4H). E) Svartskifer fra galgeberg-formasjonen med dolomittisk kalk strødd over (G5H).

Avrenning fra forsøkskontainerne ble samlet opp i egne beholdere, gjennom en trakt fra utløpet. Omtrent 30 liter ble samlet opp før hver prøvetaking. I perioder med lite regn ble konteinerne vannet med springvann (10 L til hver konteiner per vanning). Vanning med springvann ble kun utført i uke 1 og uke 3. Det ble utført kjemiske analyser av oppsamlet nedbør og springvannet som ble brukt til ekstra vanning. Alle vannprøver ble analysert ved akkreditert laboratorium (ALS Laboratory Group Norway AS). I vedlegg 3 er analysemetoder og oppgitte usikkerheter listet opp. Før analyse av metaller ble prøvene filtrert (0,45 μm). I

forbindelse med prøvetaking ble det i tillegg målt pH, redoks (Eh), vanntemperatur, løst oksygen og konduktivitet med multiparametersonde.

Fra oppstarten 1. oktober ble oppsamlet vann prøvetatt en gang i uka i de fire første ukene, deretter etter sjette og åttende uke. Etter dette, i perioden fra desember til mars, ble utløpet fra konteinerne stengt av slik at all nedbør ble samlet opp i konteinerne sammen med skiferen. Det oppsamlede vannet ble tappet ut og sendt til analyse 11. mars 2014. I løpet av vinteren hadde tappekran i alunskiferkonteinerne A2K og A4H blitt ødelagt av is, slik at alt vann hadde lekket ut. I øvrige konteinere ble det tappet mellom 55 og 65 liter. Etter tappingen 11. mars ble utløpet igjen åpnet. Fra 24. april til 19. mai ble avrenning fra konteinerne igjen samlet opp i separate beholdere. I denne perioden var det bare regn som rant gjennom skiferen, og 17 - 30 L ble oppsamlet før prøvetaking. Det ulike volumet av oppsamlet vann kan ha ulike årsaker, deriblant ulik grad av gjennomstrømming og fordamping i massene. Tabell 2 oppsummerer varigheten av forsøket, og detaljer for hver prøvetakingsperiode.

Tabell 2. Forsøk 1 ble satt opp i oktober 2014, og ble prøvetatt i perioden fram til 19. mai 2015. Det ble gjort supplerende målinger av pH og Eh med håndholdt utstyr 11. juni, 28.september og 11. desember 2015.

Dato for prøvetaking	Varighet av forsøk	lengde på dager med nedbør**	mm nedbør	Nedbør i L til konteiner**	Tilsatt springvann (L)	Oppsamlet vann (L)	kjemisk analyse	håndholdt analyse	
08.okt.14	1 uke	7 dager	3	17.8	13	20	23-30	Ja	ja
14.okt.14	2 uker	6 dager	5	57.6	44		25-30	Ja	ja
22.okt.14	3 uker	8 dager	6	25.3	19	10	20-26	Ja	ja
30.okt.14	4 uker	8 dager	5	39.6	30		20-25	Ja	ja
12.nov.14	6 uker	13 dager	7	42.8	33		27-30	Ja	ja
26.nov.14	8 uker	14 dager	5	44.8	34		30	Ja	ja
11.mar.15	5 mnd	105 dager*	19	98.4	76		56-64	Ja	
24.apr.15	7 mnd	45 dager	7	38.4	30		Div		
13.mai.15									ja
19.mai.15	8 mnd	25 dager	17	71.2	55		17-30	Ja	ja
11.jun.15									ja
28.sep.15***	1 år	133 dager	57	466.8	360		>30L		ja
11.des.15***	1 år, 2mnd	74 dager	17	90	70		>30 L		ja
Totalt			148	993	765	30			

* snø/vann var i kontakt med skiferen gjennom perioden

** Gran målestasjon, dager med nedbør >1 mm. Beregnet nedbør i liter til konteiner baserer seg på at like stor mengde nedbør falt over forsøkskonteinerne som målestasjonen for Gran målestasjon.

*** Ved de siste prøvetakingsrundene med håndholdt utstyr (september og desember 2015) var de fire konteinerne som hadde tilsatt huk-kalkstein tatt ned (A4H, A5H, G4H, G5H)

2.2.3 Forsøk 2.

Avrenningsvannet fra konteinerene som hadde fått tilsatt granulert dolomittisk kalk i forsøk 1 ga økt utlekking av flere tungmetaller. Som et resultat av dette ville vi teste ut en annen renere kalktype for å studere om effekten på utlekket vannkvalitet var den samme. I tillegg ble alunskifer fra tunnelen sprengt ut på denne tiden, og ga oss tilgang på mye nytt prøvemateriale. I slutten av mai 2015, etter at forsøk 1 hadde stått i åtte måneder, ble fire nye konteinere satt opp på tilsvarende måte fra 21. mai til 18. juni 2015. Disse ble fylt med 0,2 m³. alunskifer fra tunnelen. Skiferen ble hentet fra utsprengte masser og masser fra maskinell og manuell rensk av berget som var samlet opp i hauger inne i tunnelen før utkjøring. I to av de fire konteinerne ble det tilsatt et lag, henholdsvis 5 og 10 liter, med kalksteinmel (Miljøkalk VK3, Franzefoss Miljøkalk AS) med CaCO₃ > 98% i konteinerne AT3K og AT4K (se figur 4). Gjennom fire uker ble det tilsatt 30 liter springvann hver uke (tre vanninger á ti liter i løpet av uka), i tillegg til regnet som kom naturlig. Oppsamlet vannmengde var fra 20 – 30 liter per uke. Hver uke ble det tatt ut en vannprøve av oppsamlet avrenningsvann. I tillegg ble det målt pH, redokspotensial (Eh), vanntemperatur, løst oksygen og konduktivitet med multiparameter-sonde. Tabell 3 oppsummerer varighet av forsøket, og vannmengde tilsatt i prøvetakingsperioden.



Figur 4. Bildet til venstre viser alunskifermassene som ble brukt i forsøk 2. Massene ble hentet fra tunnelen og deretter fylt over i 4 konteinere, med 200 L i hver. To av konteinerne fikk også tilført kalksteinmel, som illustrert i de to bildene til høyre.

Tabell 3. Varighet for forsøk 2. Prøvetaking av utlekkingsvannet pågikk i fire uker fra 21. mai til 18. juni 2015. Det ble gjort supplerende målinger av pH og Eh med håndholdt utstyr 28.september og 11. desember 2015.

Dato	for	Varighet	lengde	dager	med	mm	Nedbør i L	Tilsatt	tømming	av	hånd-
prøvetaking	av forsøk	periode	på	med	nedbør**	nedbør	til	spring-	oppsamlet	kjemsik	holdt
							konteiner**	vann (L)	vann (L)	analyse	analyse
28.mai.15	1 uke	7 dager	4	16.2	12,5	30	18-19	ja	ja		
04.jun.15	2 uker	7 dager	5	39.2	30,1	30	24	ja	ja		
11.jun.15	3 uker	7 dager	3	17.4	13,4	30	24-26	ja	ja		
18.jun.15	4 uker	7 dager	1	2.8	2,16	30	20-24	ja	ja		
28.sep.15***	4 mnd	103 dager	45	378.1			>30		ja		
11.des. 15***	6 mnd	74 dager	17	90	69		>30		ja		
Totalt			75	454		120					

* snø/vann var i kontakt med skiferen gjennom perioden.

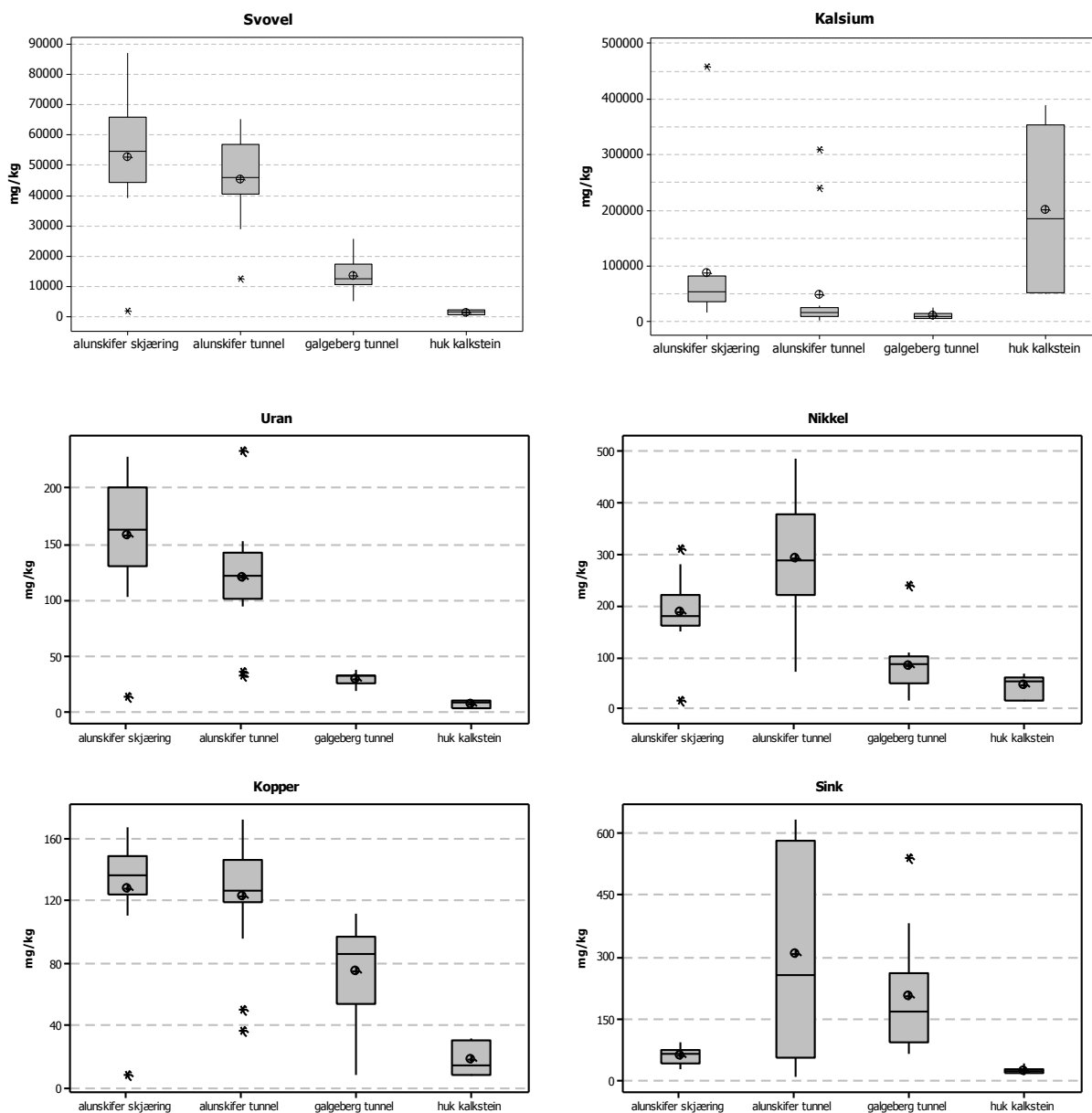
** Gran målestasjon, dager med nedbør > 1 mm. Beregnet nedbør i liter til konteiner baserer seg på at like stor mengde nedbør falt over forsøkskonteinerne som målestasjonen for Gran målestasjon.

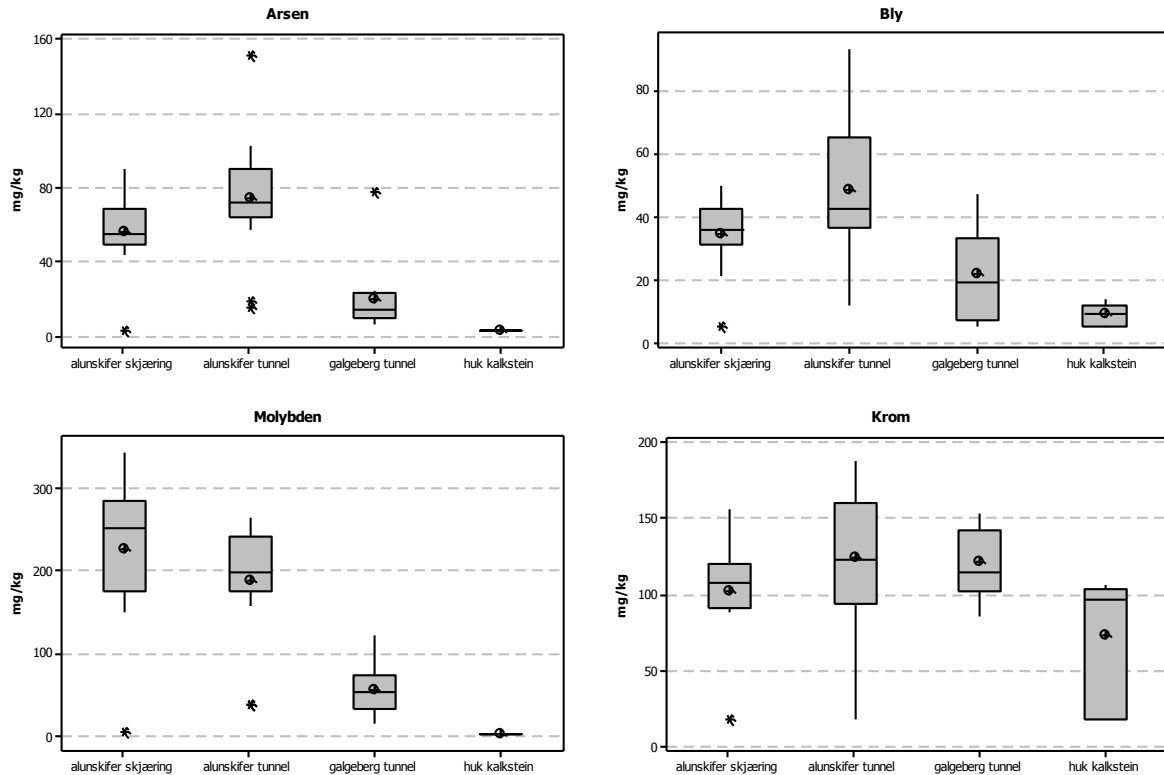
*** Ved de siste prøvetakingsrundene med håndholdt utstyr (september og des 2015) var de fire konteinerene som hadde tilsatt huk-kalkstein tatt ned (A4H, A5H, G4H, G5H)

3 Resultater og diskusjon

3.1 Kjemisk karakterisering av bergartene med håndholdt XRF

Resultatene av XRF-analysene for utvalgte elementer i bergartene er vist i figur 5 i form av boksplot. Figuren illustrerer den kjemiske variasjonen mellom de ulike svartskifrene og innad i hver bergartsgruppe.



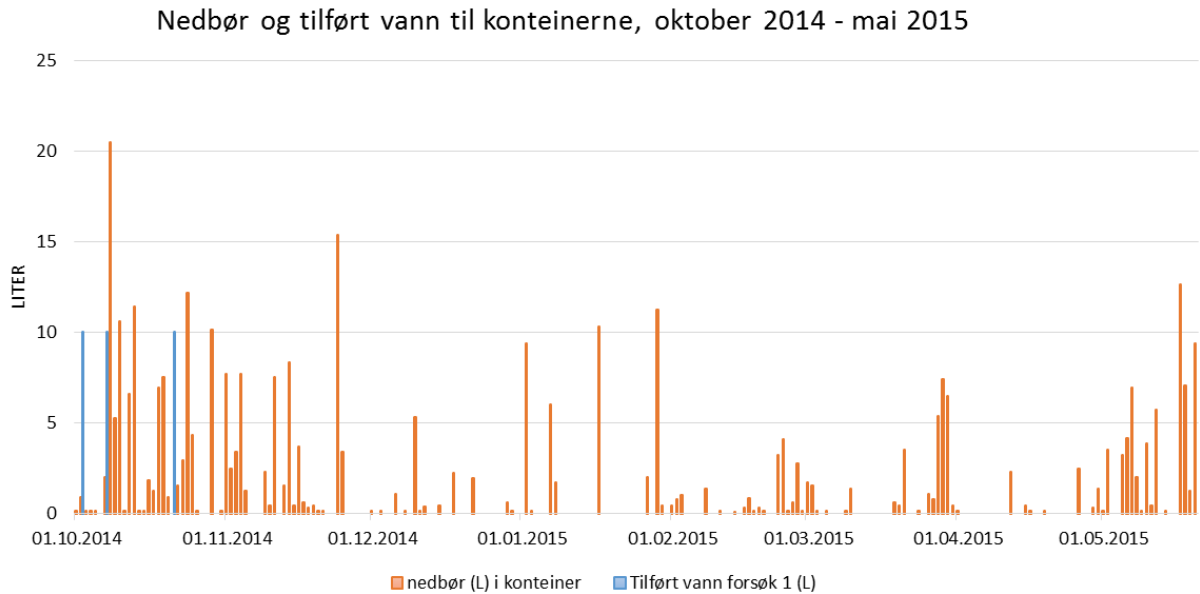


Figur 5. Kjemiske analyser av bergartsmaterialet som ble brukt i forsøket. Analysene er gjort med XRF direkte på steinflater, og resultatene er i mg/kg. Bergartene er, fra venstre; alunskifer skjæring, alunskifer tunnel, galgeberg tunnel og huk kalkstein (fra tunnel). Alunskifer tunnel ble benyttet i forsøk 2. Antall stikkprøver fra hver skifertype var henholdsvis 8, 16, 12 og 6. De skraverete boksene viser det statistiske området der 50% av prøvematerialet befinner seg. Boksene suppleres med haler som viser høyeste og laveste verdi som er målt, sett bort fra punktet *, som er uteliggere, dvs verdier som skiller seg statistisk ut fra resten av verdiene. Gjennomsnitt og median er merket med henholdsvis runding og rett strek.

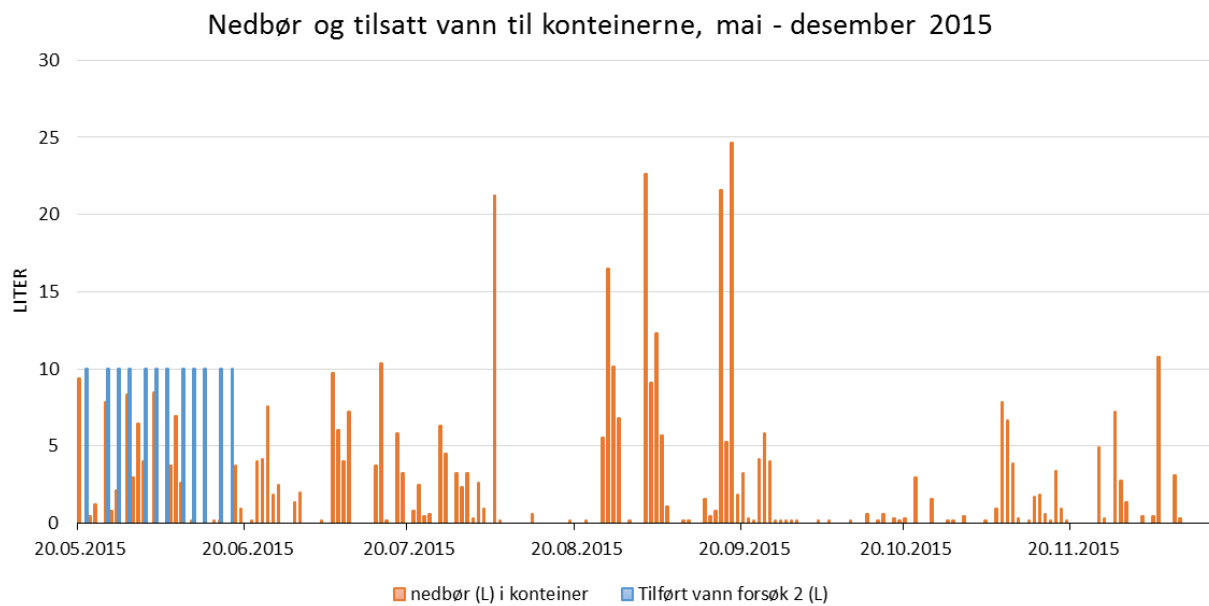
3.2 Tilsatt vann

3.2.1 Nedbør og vanning av forsøkskonteinere

I perioden oktober 2014 til desember 2015 ble det total målt 993 mm nedbør på den meteorologiske stasjonen på Gran ved Skotterud. Avstanden fra målestasjonen til konteinerne er omtrent 1 km. Dersom vi antar at omtrent samme mengde regnet over konteinerne (i forsøk 1), tilsvarer det rundt 760 L vann tilført hver konteiner (arealet er 0,77 m²) i løpet av ett år. I perioden fra oktober 2014 til mai 2015, da vannprøver ble hentet ut regelmessig fra forsøk 1, kom det ca 340 L nedbør til hver av konteinerne. I perioden mai til desember 2015, da forsøk 2 pågikk (og flere konteinere fra forsøk 1 fortsatt stod ute), ble det estimert en tilførsel på rundt 420 L til konteinerne (544 mm nedbør). Se figur 6 og 7 for nedbørsdata og mengde tilført vann fra de to periodene.



Figur 6. Nedbør og tilført vann (springvann) til konteinerne i Forsøk 1. Data fra Gran målestasjon (e-Klima, www.met.no).



Figur 7. Nedbør og tilført vann (springvann) til konteinerne i Forsøk 2. Data fra Gran målestasjon (e-Klima, www.met.no).

3.2.2 Kjemisk analyse av springvann og regnvann

Kjemiske analyser av nedbør og springvann (tabell 4) viste at konsentrasjonene av metaller var relativt like i de to vannprøvene, med noen unntak. Kobber (Cu) og sink (Zn) var høyere i springvannet enn i nedbøren og var henholdsvis 8,23 og 34,7 µg/l, noe som kan skyldes korrosjon i vannrør. Regnvann og springvann hadde pH på henholdsvis 6,9 og 7,2. Det ble ved

et senere tidspunkt også gjort analyser av granulert dolomitt oppløst i springvann, der ble pH målt til 8,6.

Tabell 4. Resultater fra kjemisk analyse av regnvann samlet i regnsamler, springvann brukt til vanning ved tørre perioder og springvann med oppløst dolomitt (Franzefoss Miljøkalk Agri Dol Granulert GLA) i forholdet 10:1. Analysene er gjort ved ALS Laboratory Group. Metallanalysene er filtrert før analyse.

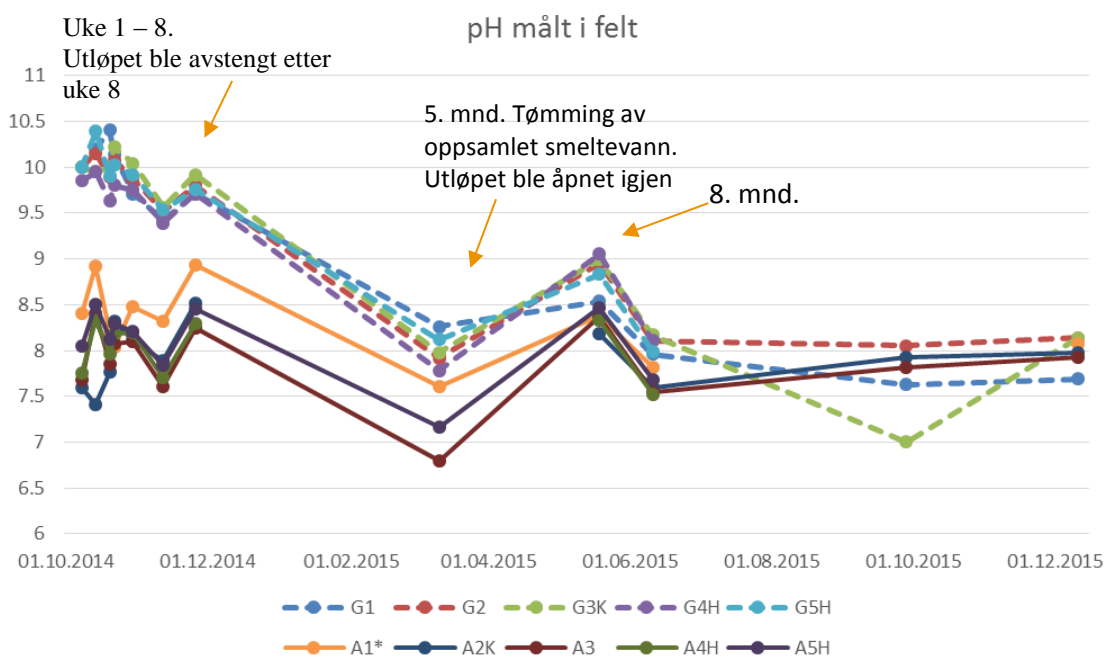
Parameter	Enhet	Regnvann	Springvann 08.09.14	springvann med oppløst dolomitt
Ca (kalsium)	mg/l	2.61	2.18	49
Fe (Jern)	mg/l	0.00158	0.00378	0.57
K (Kalium)	mg/l	<0.4	<0.4	3.95
Mg (Magnesium)	mg/l	0.0967	0.194	35.3
Na (Natrium)	mg/l	0.519	4.45	19.6
Al (Aluminium)	µg/l	21.4	23.8	39.9
As (Arsen)	µg/l	<0.1	0.103	0.195
Ba (Barium)	µg/l	4.56	6.96	8.74
Cd (Kadmium)	µg/l	0.00791	0.00511	0.00439
Co (Kobolt)	µg/l	0.0137	<0.005	0.0805
Cr (Krom)	µg/l	0.0498	0.0352	0.529
Cu (Kopper)	µg/l	0.561	8.23	15.6
Hg (Kvikksølv)	µg/l	<0.004	<0.002	<0.002
Mn (Mangan)	µg/l	3.17	0.62	14.7
Mo (Molyben)	µg/l	0.679	0.156	0.627
Ni (Nikkel)	µg/l	0.23	0.149	0.589
P (Fosfor)	µg/l	<2	<1	18.5
Pb (Bly)	µg/l	<0.02	0.286	1
Si (Silisium)	mg/l	0.104	6.27	4.54
Sr (Strontium)	µg/l	11.1	9.14	81.3
Zn (Sink)	µg/l	5.98	34.7	3.04
V (Vanadium)	µg/l	0.16	0.0673	0.333
B (Bor)	µg/l	<10	<10	24.9
Th (Thorium)	µg/l	1.25	<0.02	<0.02
U (Uran)	µg/l	0.0925	0.0212	0.3
TOC	mg/l	0.82	2.07	362
Alkalinitet pH 4.5	mmol/l		0.257	3.13
Alkalinitet pH 8.3	mmol/l		<0.150	<0.150
Ledningsevne (konduktivitet)	mS/m		4.67	49.7
Turbiditet	FNU		0.6	69300
Suspendert stoff	mg/l		<1.0	8090
pH		6.86	7.2	8.63
S (Svovel)	mg/l		0.58	74.2
N-total	mg/l		0.14	4.06
P-total	mg/l		<0.010	0.069
Klorid (Cl-)	mg/l		1.43	5.9
Sulfat (SO4)	mg/l		2.19	46.6
Nitrat-N (NO3-N)	mg/l		<0.060	1.83
Fosfat-P (ortofosfat-P)	mg/l		<0.010	<0.010

3.3 PH og syreproduksjon

3.3.1 Forsøk 1

pH

Figur 8 viser hvordan pH varierte i løpet av forsøksperioden for forsøk 1. Gjennom de første åtte ukene var pH i avrenningen fra galgeberg-skiferen høyest, med verdier fra 9,5 – 10,4 (lab-analyser 9 – 9,5), mens pH i avrenningen fra alunskiferen var noe lavere med verdier fra 7,4 – 8,9 (lab-analyser 7,2 – 8,1).



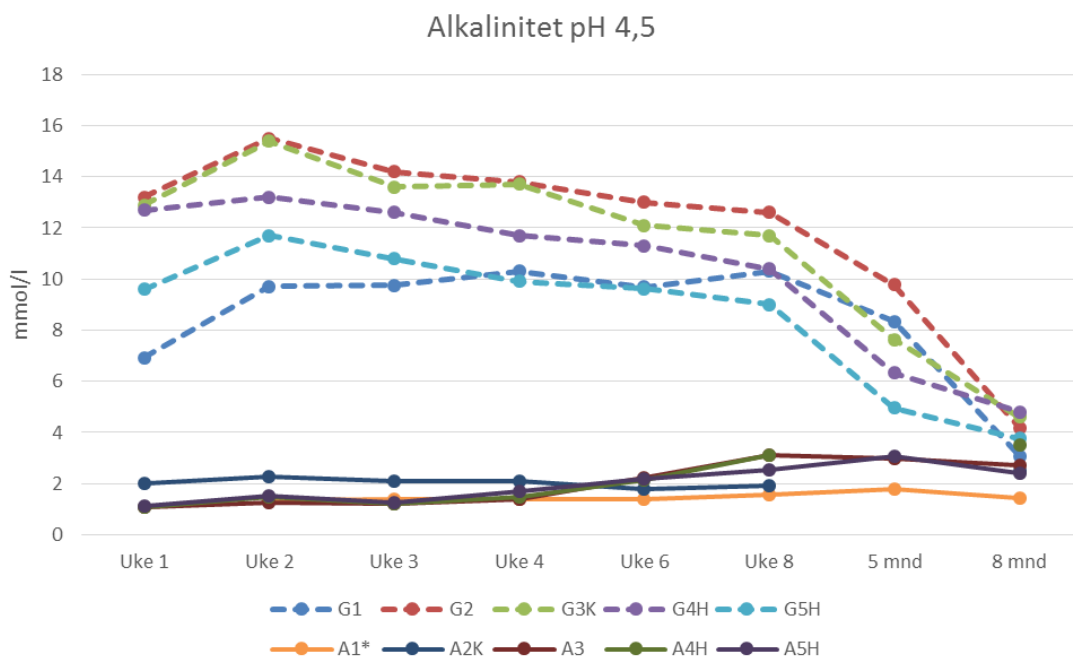
Figur 8. pH gjennom ett år, målt med multiparametersonde direkte i utlekkingsvannet fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje). Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

Etter fem måneder, da oppsamlet vann gjennom vinteren ble tømt og analysert, var pH i avrenningen fra begge svartskiferene tydelig redusert. Dette kan ha sammenheng med at vannet har hatt lengre kontakttid med skiferen i denne perioden. I vannet fra alunskiferen ble det målt pH 6,8 – 7,6, mens fra galgebergskiferen ble det målt pH 7,8 – 8,3. Etter åtte måneder, i mai måned, hadde pH i avrenningsvannet fra alunskiferkonteineren økt til 8,0 – 8,4, og var i samme pH-intervallet som før vinteren. Fra galgebergskiferen hadde pH også steget noe fra sist måling, og var mellom 8,5 – 9,1. Likevel var pH fortsatt lavere enn ved oppstarten av forsøket. I juni, september og i desember ble det utført supplerende målinger av pH i

avrenningsvann fra skiferen. Disse målingene indikerte at pH hadde stabilisert seg, og var mellom 7,0 og 8,1 fra både galgeberg- og alunskifermassene. Feltmålinger av pH viste generelt noe høyere pH (opp til en pH enhet) enn det som ble analysert på lab. Grunnen til dette kan være at det har skjedd kjemiske endringer i prøven mellom prøvetakingsdagen og ankomsten til laboratoriet.

Alkalinitet

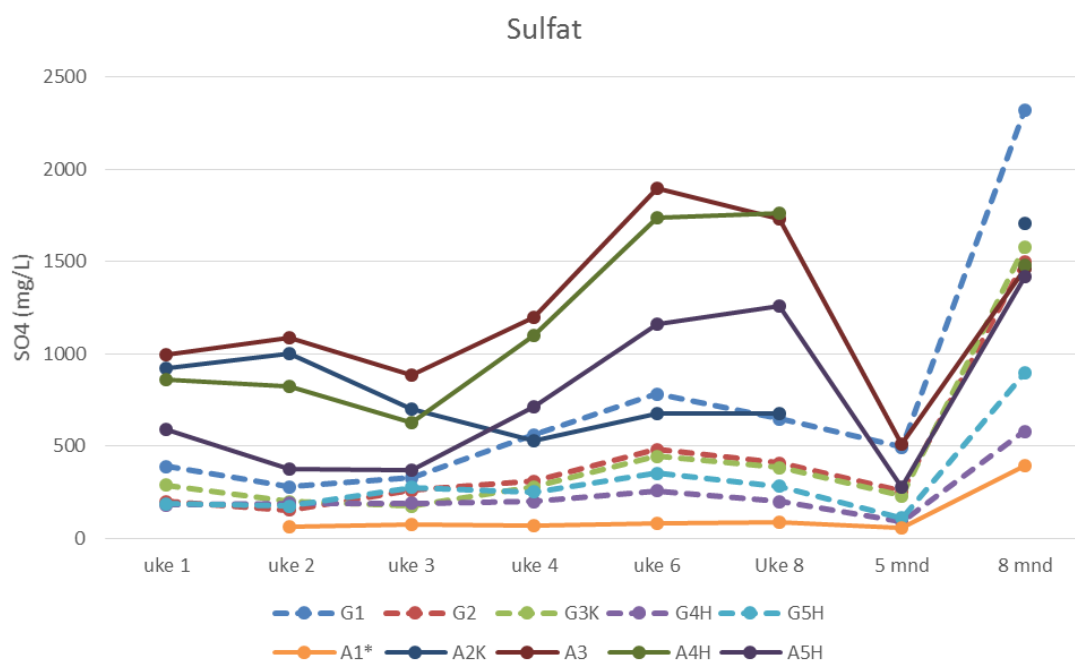
Alkalinitet er et mål på vannets evne til å nøytralisere syre. Det viktigste bidraget til økt alkalinitet er tilgjengelige karbonater i vannet. Tilstandsklasser for klassifisering av ferskvann (SFT, 1997), plasserer verdier av alkalinitet over 0,2 mmol/L i klasse 1 - «meget god». Total alkalinitet i prøvene er vist i figur 9. Analyser av alkalinitet viste høye verdier for alle analyserte prøver de første åtte ukene, men var mye høyere fra galgebergskiferen (6,9 – 15,5 mmol/L) enn fra alunskiferen (1,1 – 3,1 mmol/L). Mens alkaliniteten fra alunskifermassene forholdt seg relativt stabil gjennom hele forsøket, ble den fra galgebergskifer gradvis redusert, og etter åtte måneder var alkaliniteten på omtrent samme nivå som i avrenningen fra alunskifer. Da var alkaliniteten mellom 1,4 og 4,8 mmol/L i alle vannprøvene.



Figur 9. Alkalinitet i utlekkingsvann fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneder. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

Sulfat

Utlekkingen av sulfat (SO_4) antas å hovedsakelig skyldes oksidering av jernsulfid (FeS og FeS_2) eller oppløsning av anhydritt (CaSO_4). Figur 10 viser utlekking av SO_4 fra forsøk 1. Sulfatkonsentrasjoner fra alunskiferer (opp til 1900 mg/L) var høyere enn fra galgebergskiferer (opp til 780 mg/L) de første åtte ukene, og konsentrasjonene var høyest i sjette uke. Etter snøsmeltinga minket konsentrasjonene tydelig for alunskifrene, men økte deretter til tidligere nivåer ved prøvetakingen etter 8 måneder. På dette tidspunktet hadde avrenningen fra galgebergskifrene økt markant, og var på det høyeste 2300 mg/L fra G1, og var den høyeste sulfatkonsentrasjonen i forsøket. Den mindre fragmenterte alunskiferen (A1) hadde en gjennomgående lavere utlekking av sulfat i forsøket. Dette kan relateres til et redusert overflateareal og derved mindre mengde sulfidmineraler som ble eksponert for forvitring.



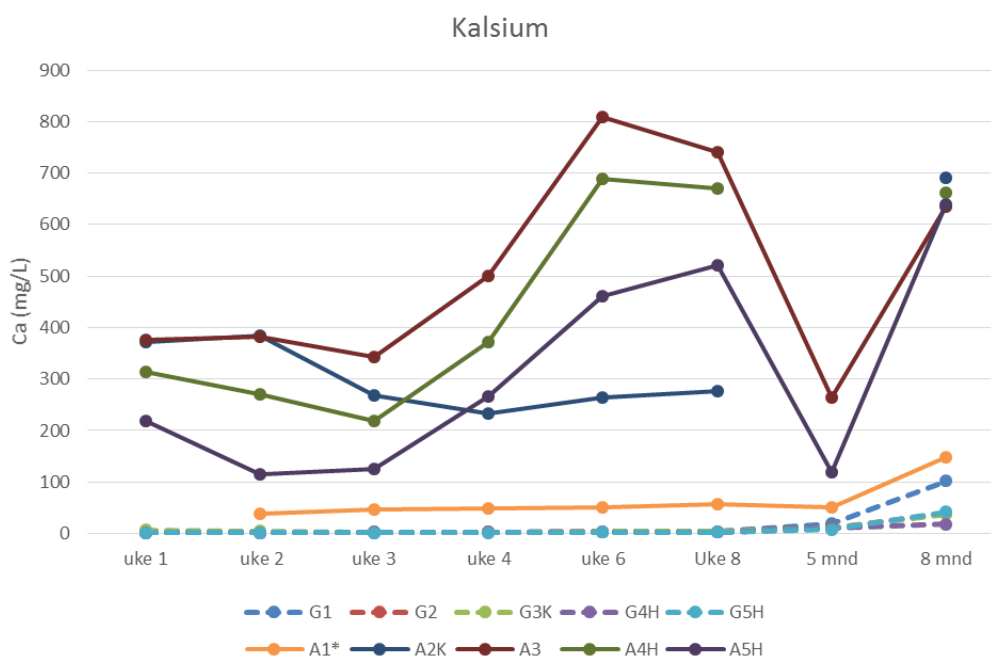
Figur 10. Utlekking av sulfat (SO_4) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

Kalsium

Utlekkingsvannet fra alunskifrene hadde gjennom forsøket mye høyere konsentrasjoner av Ca enn fra galgebergskiferen (figur 11). De åtte første ukene var konsentrasjonene av Ca fra galgebergskiferen under 5 mg/L, mens konsentrasjonene var opp til 800 mg/L fra alunskifrene. Ca kan stamme fra både oppløsning av karbonater (CaCO_3) eller oppløsning av anhydritt

(CaSO₄). Selv om mye Ca lekte ut fra alunskifermassene, ble ikke alkaliniteten redusert i stor grad. Sammenligninger av total alkalinitet med de utlekte konsentrasjonene av Ca og sulfat fra alunskifermassene indikerte at en del av kalsiumet også kunne komme fra oppløst anhydritt (CaSO₄), som løses lettere enn kalsitt.

De kjemiske analysene av steinen (figur 5) viste at galgebergskiferen hadde et mye lavere innhold av Ca enn det alunskiferen hadde, og dette påvirket sannsynligvis de utlekte Ca-konsentrasjonene fra galgebergskiferen. Samtidig var pH høyere fra galgebergmassene, noe som reduserer løseligheten av karbonat (CaCO₃). Etter hvert som pH sank fra galgebergmassene økte utlekte konsentrasjoner av Ca, samtidig som alkaliniteten sank. Sammenligning av total alkalinitet med utlekt kalsium fra galgebergmassene indikerte at kalsiumet stammet fra oppløst karbonat.

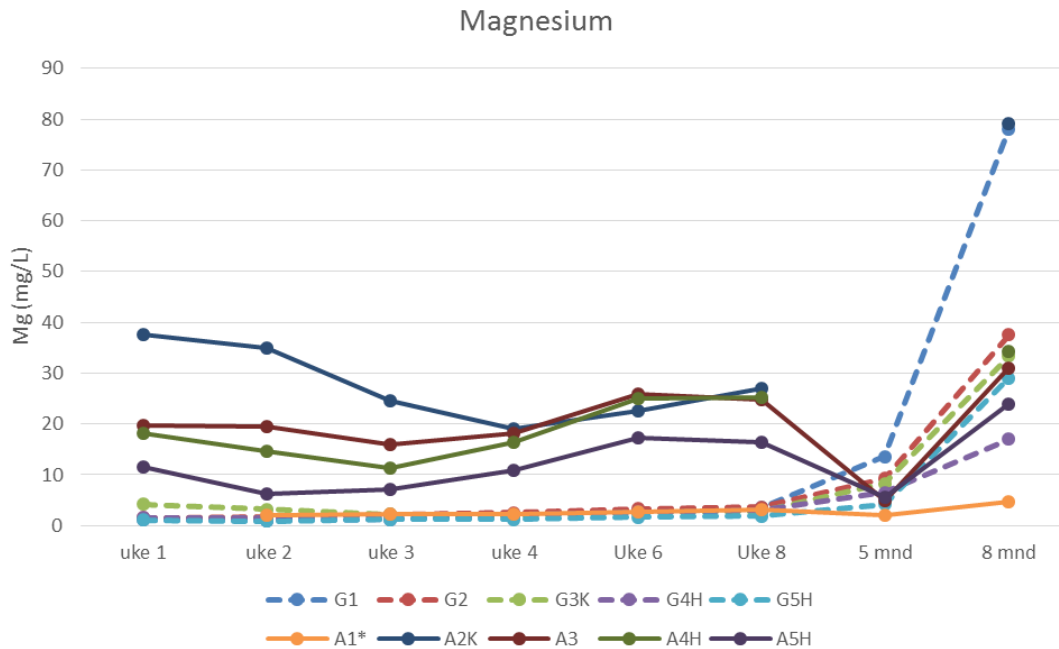


Figur 11. Utlekking av kalsium (Ca) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

Magnesium

Fram til uke 8 var utlekkingen av Mg også høyere fra alunskifrene enn fra galgebergskifrene. Mg er ofte bundet i karbonatet dolomitt (Mg₃(CO₃)₄), som bidrar til bergartenes syrenøytraliserende potensial. Etter snøsmeltingen hadde pH i galgebergskiferen sunket fra 9

til 8, og da økte Mg tydelig i avrenningsvannet. Dette kan forklares ved at oppløsning av dolomitt påvirkes av pH. De utlekte Mg-konsentrasjonene var noe høyere i konteinerne som fikk tilsatt dolomittgranuler. Effekten avtok etter fire uker, da verdiene var på samme nivå som resten av alunskifer-konteinerne.



Figur 12. Utlekking av magnesium (Mg) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

Effekt av tilsatt granulert dolomittisk kalk på pH

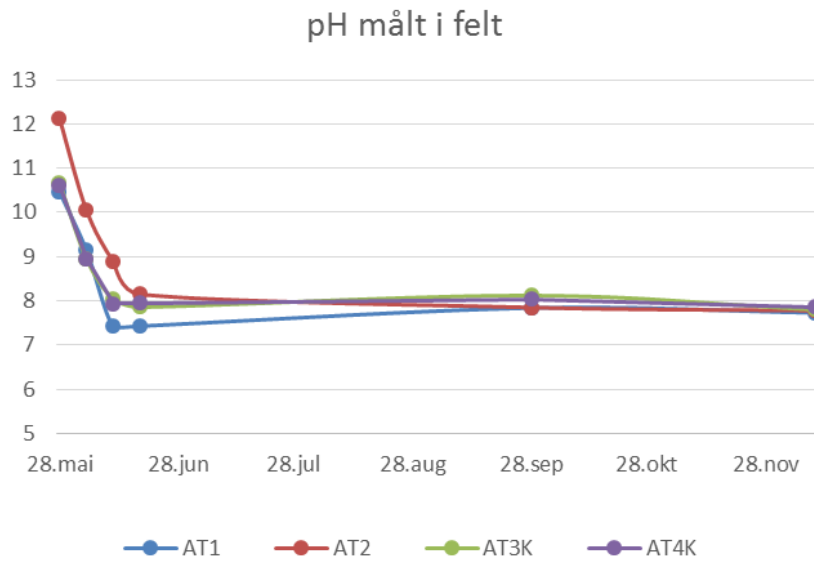
Tilsetning av granulert dolomitt i forsøk 1 førte ikke til synlig økt pH i avrenningsvannet hverken fra alunskifermassene eller galgebergmassene. Det har sammenheng med at pH fra massene allerede var på verdier fra nøytral til basisk. Derimot ble det målt en økt alkalinitet (økning fra 0,4 - 0,9 mmol/L) de fire første ukene i alunskiferen med kalk (A2K) sammenlignet med alunskiferen uten tilsatt kalk (A3). Denne økningen ble ikke sett i avrenningen fra galgebergmassene med tilsatt kalk. Her var alkaliniteten generelt høyere enn fra alunskifermassene.

3.3.2 Forsøk 2

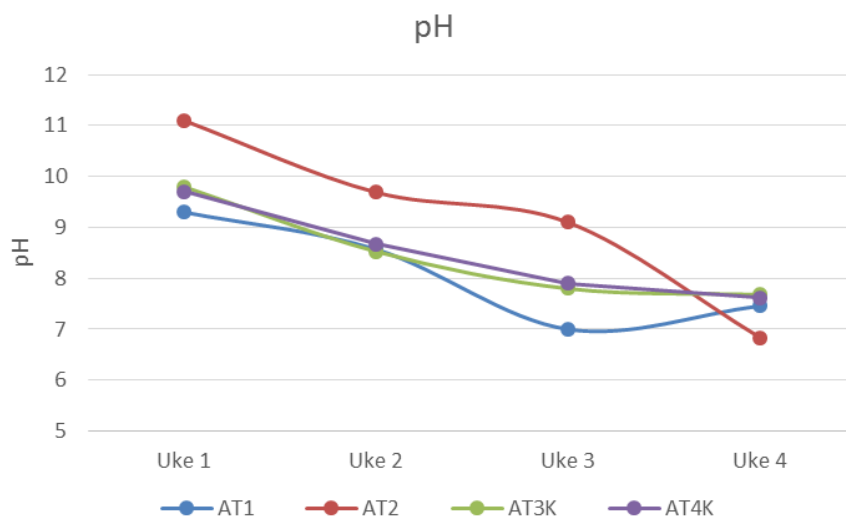
PH

Forsøket med alunskifermasser fra tunnelen (forsøk 2) viste en mye tydeligere pH-senkning i løpet av de fire første ukene enn alunskiferen fra skjæringen i forsøk 1 (se figur 13 og 8). Start

pH-en var også betydelig høyere og var fra 10,5 – 12,1 (lab-verdier fra 9,7 – 11,1 i figur 14). De høye pH-verdiene var sannsynligvis en konsekvens av at massene ble hentet fra tunnelen, der sterkt basiske betongrester kan ha påvirket pH'en. Det ble observert betongrester i alunskiferen som ble brukt i forsøket. Konteiner AT2 skilte seg ut med de høyeste pH-verdier de fire første ukene, og hadde start pH på 12,1. Etter fire uker var pH mellom 7,4 og 8,2 (lab-verdier fra 6,8 – 7,6) i avrenningsvannet fra alle prøvene.



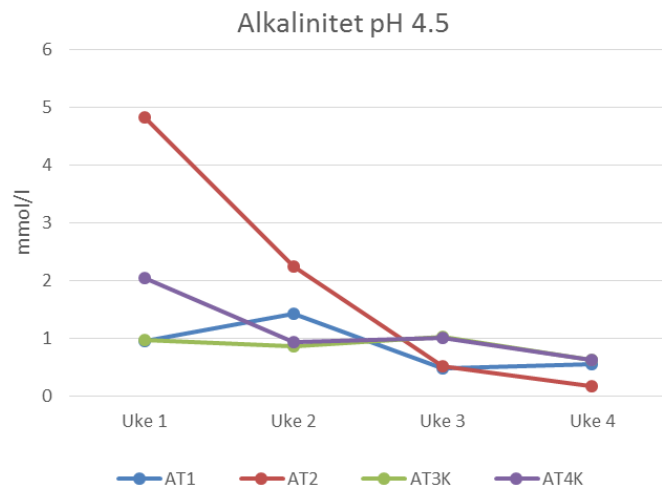
Figur 13. pH målt med multiparametersonde direkte i utlekkingsvannet fra fire konteinere med alunskifer fra Granstunnelen (Forsøk 2) gjennom seks måneder.



Figur 14. pH i utlekkingsvann fra alunskifer fra Granstunnelen gjennom fire uker.

Tilsetting av kalksteinsmel i to konteinere (AT3K og AT4K) medførte ikke en synlig økning i pH i avrenningsvannet. Den ene konteineren, uten tilsatt kalkmel, hadde en høyere pH og alkalinitet (figur 15) enn de andre tre konteinerne, men dette kan være forårsaket av et

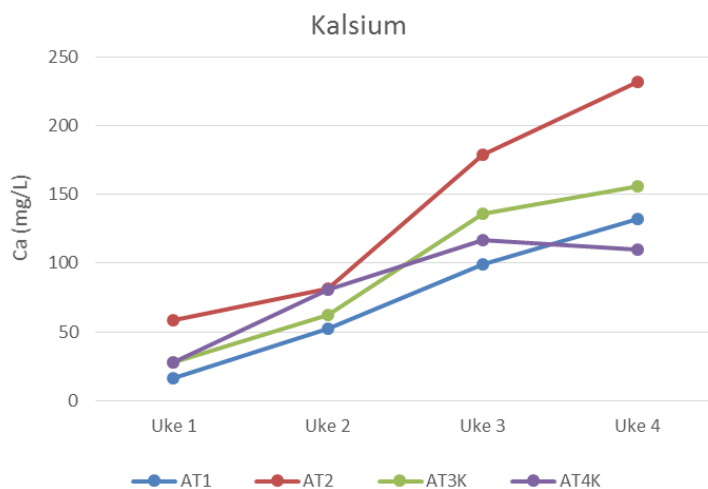
tilfeldig innhold av betongrester i den ene konteineren. Siden materialet er inhomogent og det bare er fire konteinere, blir det vanskelig å dra en entydig konklusjon på effekten av tilsatt kalksteinsmel. Alkaliniteten minket gradvis gjennom fire uker for alle konteinerne, noe som indikerer at bufferevnen minker med tiden.



Figur 15. Alkalinitet i utlekkingsvann fra alunskifer fra Granstunnelen gjennom fire uker.

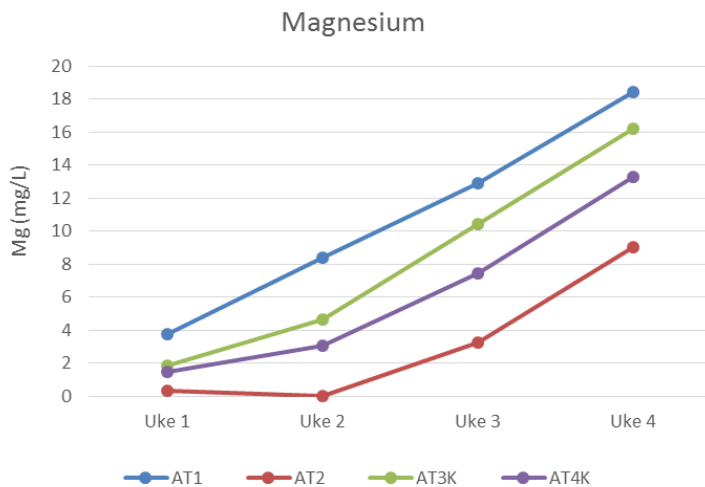
Kalsium og magnesium

Kalsium økte jevnt i utlekkingsvannet gjennom de fire ukene da vannet ble prøvetatt (figur 15). Konsentrasjonene av Ca i vann fra alunskiferskifer tunnel var lavere (17 – 230 mg/L) enn i vann fra alunskiferen fra skjæring i forsøk 1 (opp til 500 mg Ca/L i løpet av fire uker). Samtidig viste også de kjemiske analysene av alunskiferen fra tunnelen (forsøk 2) et lavere innhold av Ca enn alunskiferen fra skjæringen (forsøk 1).



Figur 16. Utlekking av kalsium (Ca) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

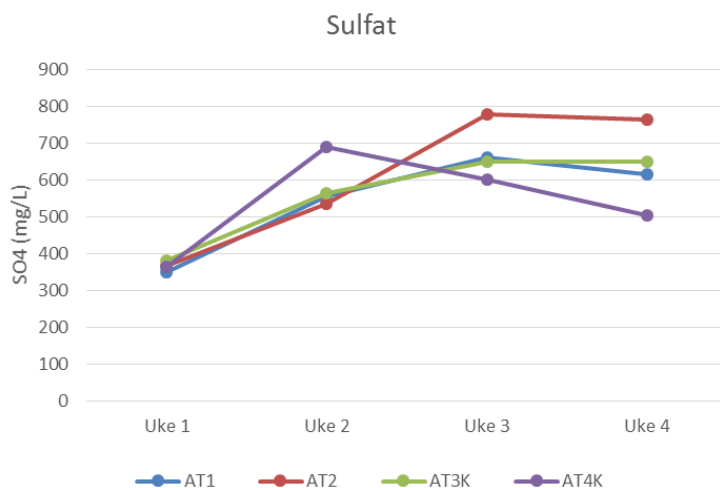
Utlekket Mg økte jevnt fra verdier under 4 mg/L til konsentrasjoner op mot 20 mg/L, etter fire uker (figur 17). noe som var på samme nivå som alunskiferen i forsøk 1 etter fire uker (9 – 18).



Figur 17. Utlekking av magnesium (Mg) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

Sulfat

Utlekkingen av sulfat fra alunskiferen fra tunnelen var fra 350 – 780 mg/L i løpet av fire uker (figur 18). Sammenlignet med de andre skifermassene var dette noe lavere enn fra alunskifer skjæring (66 – 1200 mg/L), mens det var høyere enn fra galgeberg svartskifrene (150 - 560 mg/L).

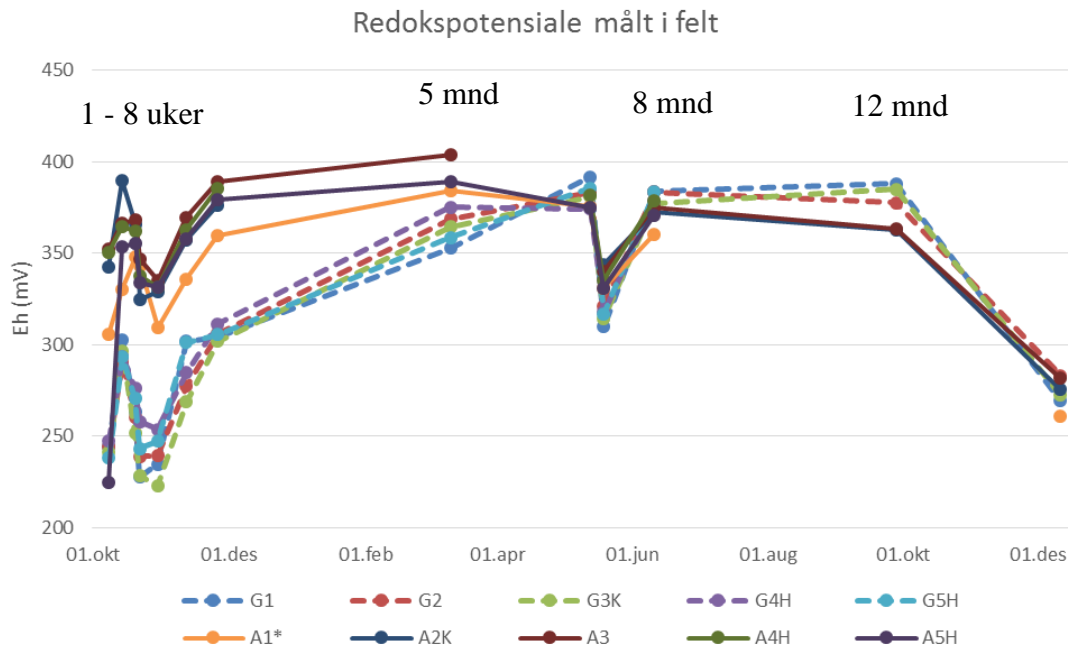


Figur 18. Utlekking av sulfat (SO₄) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

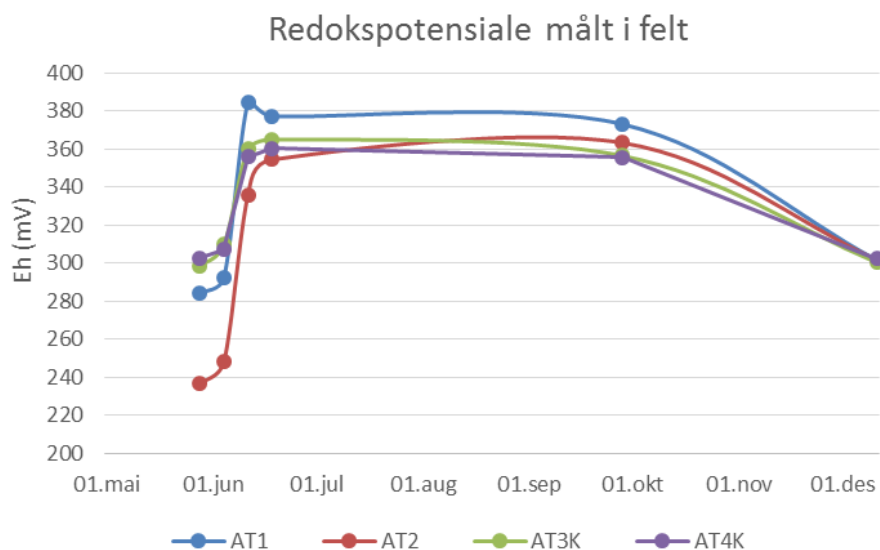
3.4 Redokspotensial

Reduksjonspotensialet (Eh) i avrenningsvannet er vist i figur 19 og 20. Eh var mellom 200 og 400 mV (justert etter standard hydrogenelektrode) fra alle prøvetakingskonteinerne, i begge

forsøk gjennom forsøksperioden. Slike verdier tilsier et miljø der sulfat er den stabile formen av svovelet, og oksidasjon av sulfider foregår. I de første månedene hadde avrenningen fra galgebergskiferen lavere Eh enn fra alunskiferen, men på vårparten steg Eh i vannet fra galgebergmassene, og Eh ble målt til mellom 300 og 400 mV i alle prøvetakingskannene.



Figur 19. Redokspotensiale gjennom ett år målt med multiparametersonde direkte i utlekkingsvannet fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje). Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

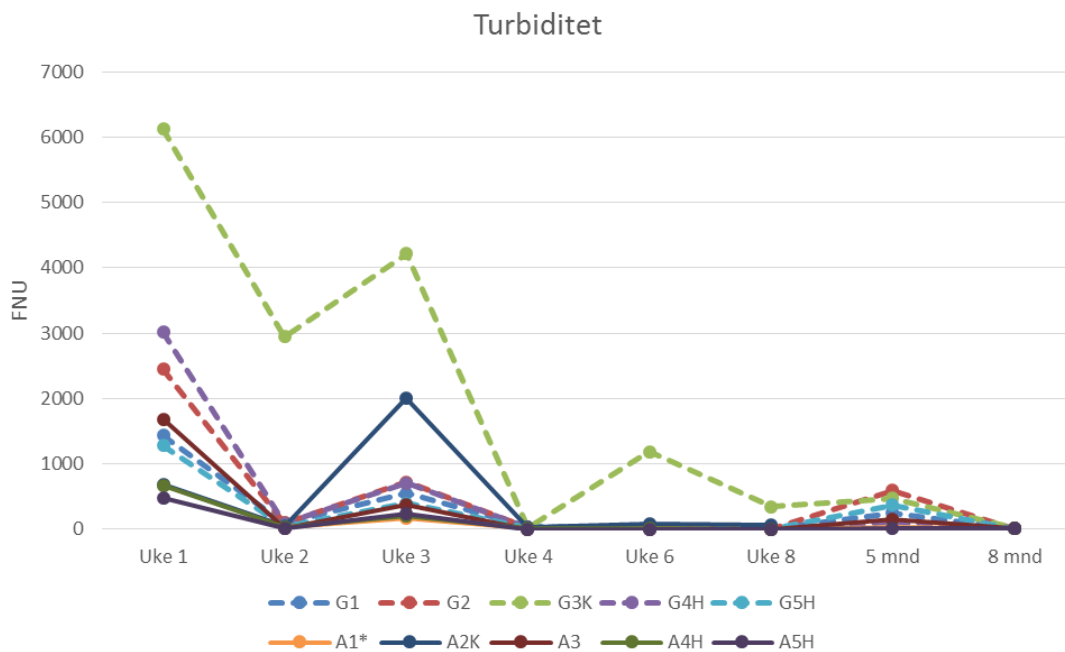


Figur 20. Redokspotensiale målt med multiparametersonde. Forsøk 2 fra 28. mai til 11. desember. Eh ble målt med håndholdt utstyr via en sølvkloridelektrode. Redoks-potensialene er justert etter standard hydrogen elektrode.

3.5 Fysiske parametre

3.5.1 Turbiditet

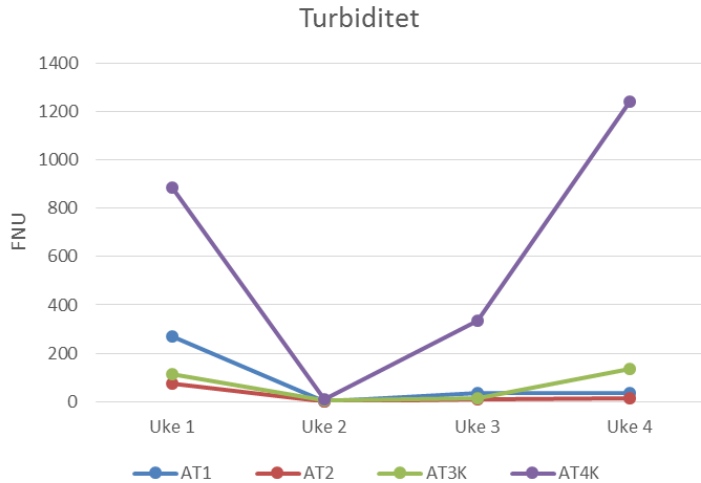
Figur 21 viser variasjonen i turbiditet i vannprøvene fra forsøk 1. I starten var turbiditeten høy i flere av vannprøvene, noe som kom av at mye finstoff ble skylt ut fra massene. Utover i forsøket ble turbiditeten redusert, men for konteinerne tilsatt granulert dolomitt kunne en tydelig se forskjell på fargen og klarheten på vannet (figur 22). For forsøk 2 var det konteineren tilsatt 20L kalksteinmel (AT4K) som viste den høyeste turbiditeten (Figur 23). Finstoff fra den tilsatte kalken kan være årsaken til det.



Figur 21. Turbiditet i utlekkingsvann fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneder. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.



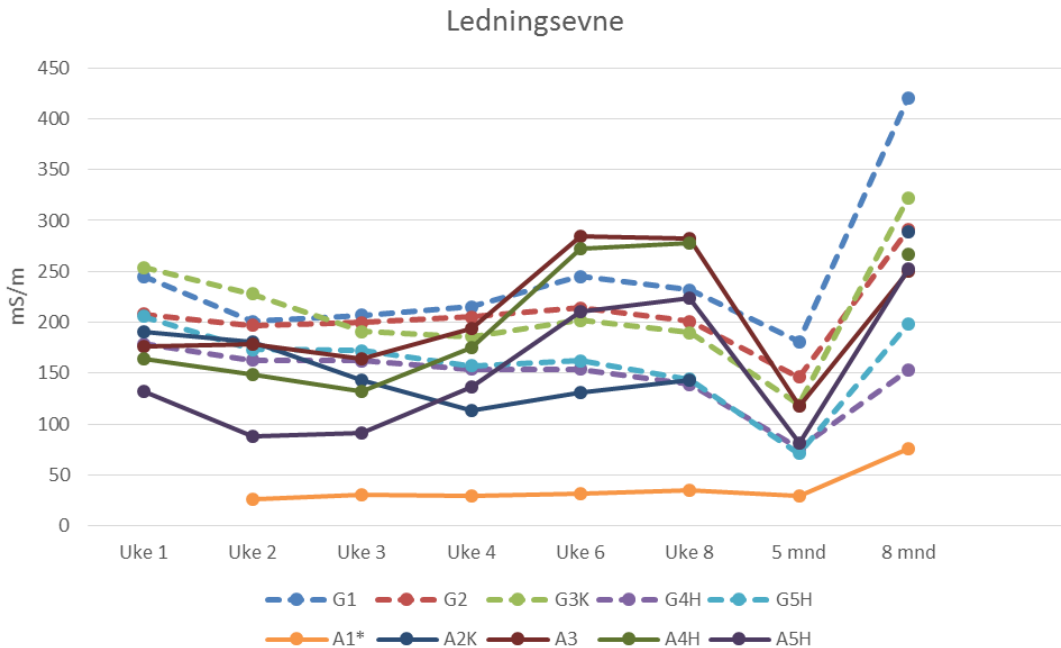
Figur 22. Avrenningen fra konteinerne tilsatt dolomittisk kalk hadde tydelig mørkere farge enn resten (flaske nr 3, G3K og flaske nr. 7, A2K). Bildet er fra prøvetakingen i uke åtte.



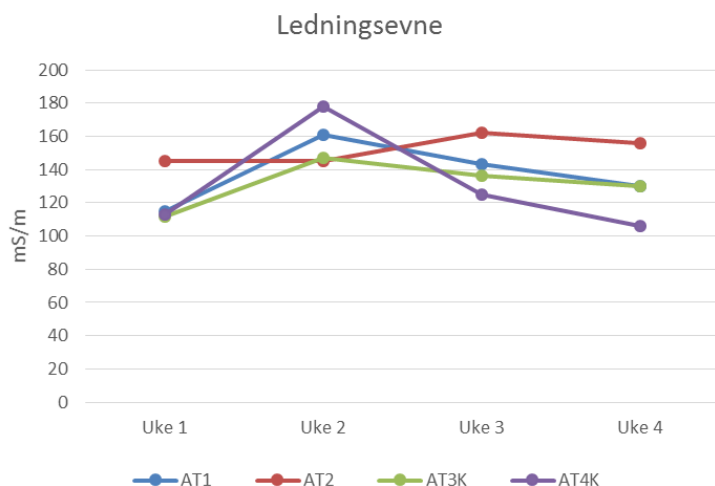
Figur 23. Turbiditet i utlekkingsvann fra alunskifer fra Granstunnelen gjennom fire uker.

3.5.2 Ledningsevne

De fleste målingene av ledningsevnen i avrenningsvannet fra alunskifrene og galgebergskifrene i forsøk 1 var mellom 100 og 300 mS/m (figur 24). Etter åtte måneder var ledningsevnen fra galgebergskifrene (G1 og G3K) høyest med over 300 mS/m. Høy sulfatavrenning fra disse bidrog sannsynligvis til å øke ledningsevnen. Ledningsevnen fra alunskiferen i forsøk 2 var i samme intervall som alunskiferen i forsøk 1, og var mellom 100 og 180 ms/m gjennom fire uker (figur 25).



Figur 24. Ledningsevne i utlekkingsvann fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneder. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.



Figur 25. Ledningsevne i utlekkingsvann fra alunskifer fra Granstunnelen (forsøk 2) gjennom fire uker.

3.6 Utlekking av metaller

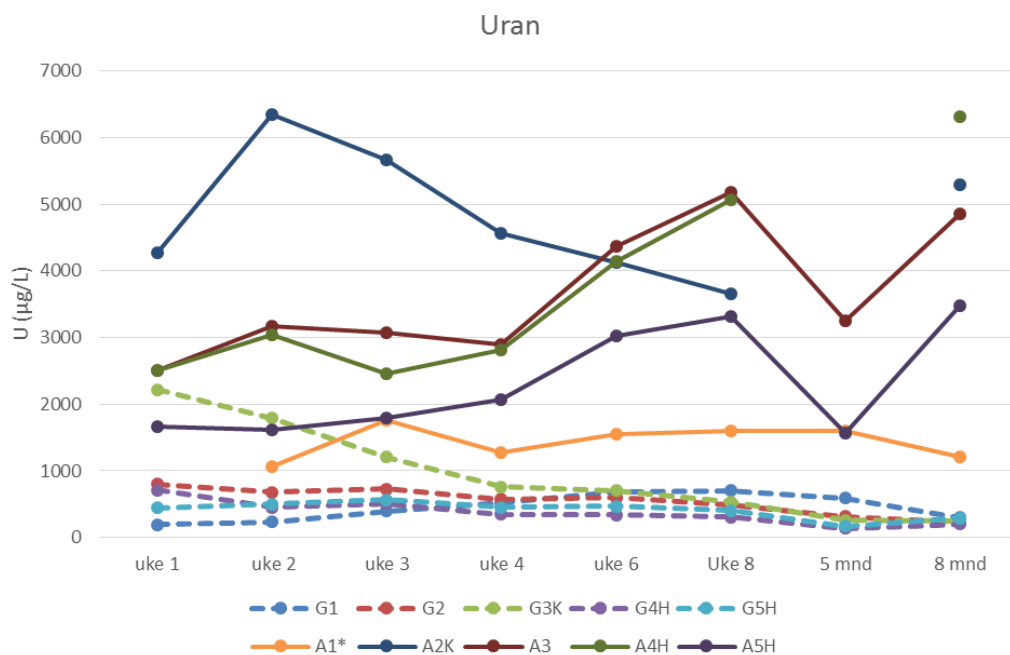
Alle vannanalysene fra forsøket er vedlagt i vedlegg 1 og 2. Utlekkingen av utvalgte potensielt forurensende metaller fra svartskiferne er vist i figurene 26 - 43. Ved å sammenligne de utlekte metallkonsentrasjonene i forsøket med Miljødirektoratets veileder M-608/2016 *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota* (Miljødirektoratet, 2016) i vedlegg 4 får vi et bilde av forurensningspotensialet til massene i forsøket. Det er viktig å ha i bakhodet at disse grenseverdiene er satt for å definere miljøtilstand i resipienter. Avrenningsvannet direkte fra skiferen vil ikke representere det vannet som til slutt havner i en gitt resipient. På vegen dit vil det skje fortykning, samt at metaller i ulik grad kan holdes tilbake til naturlige forbindelser i jord. Utlekkingen til en resipient vil reelt sett aldri vil være så konsentrert som det vannet i direkte avrenning fra skifermassene.

I vegprosjektet ble det også fra Fylkesmannen satt utslippsgrenser for metaller fra rensed tunneldrivevann og annet anleggsvann fra veganlegget. Grensene var basert på veilederen TA 3001/2012 (Weideborg, Blytt, Stang, Henninge, & Vik, 2012), og ble satt til klasse 3 (se vedlegg 5).

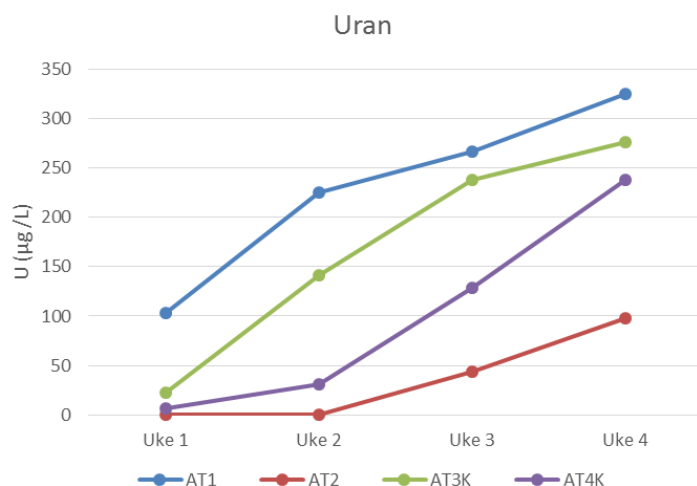
3.6.1 Uran

Figur 26 viser utlekkingen av uran fra alunskifer- og galgebergmassene i forsøk 1. Det er ikke satt grenseverdier for uran for norske vannforekomster, men verdens helseorganisasjon

opererer med en grenseverdi på 30 µg/L for drikkevann (WHO, 2012). Utlekte konsentrasjoner var svært høye fra alunskifermassene med konsentrasjoner opptil 6300 µg U/L. Til sammenligning var høyeste konsentrasjon fra galgebergmassene opptil 700 µg U/L gjennom forsøket. Noe av denne forskjellen kan nok forklares med at målt innhold av uran i alunskiferen var opp til 5 ganger høyere i alunskiferen enn i fra galgebergskiferen. Alunskiferen fra tunnelen, hadde i motsetning et høyt innhold av U, men samtidig de laveste utlekte konsentrasjonene (0,04 - 350 µg/L) gjennom de fire første ukene av forsøket (figur 27). Høye pH-verdier i disse prøvene kan ha hatt innvirkning på hvordan U ble mobilisert, siden pH påvirker mobiliteten til uran. Rundt pH 7 danner uranylionet (UO_2^{2+}) løselige kompleks sammen med kalsium og karbonat. Til tross for pH-verdier under 8 i uke 4 var likevel uranutlekingen fra alunskiferen fra tunnelen forholdsvis lav sammenlignet med alunskiferen fra skjæringen.

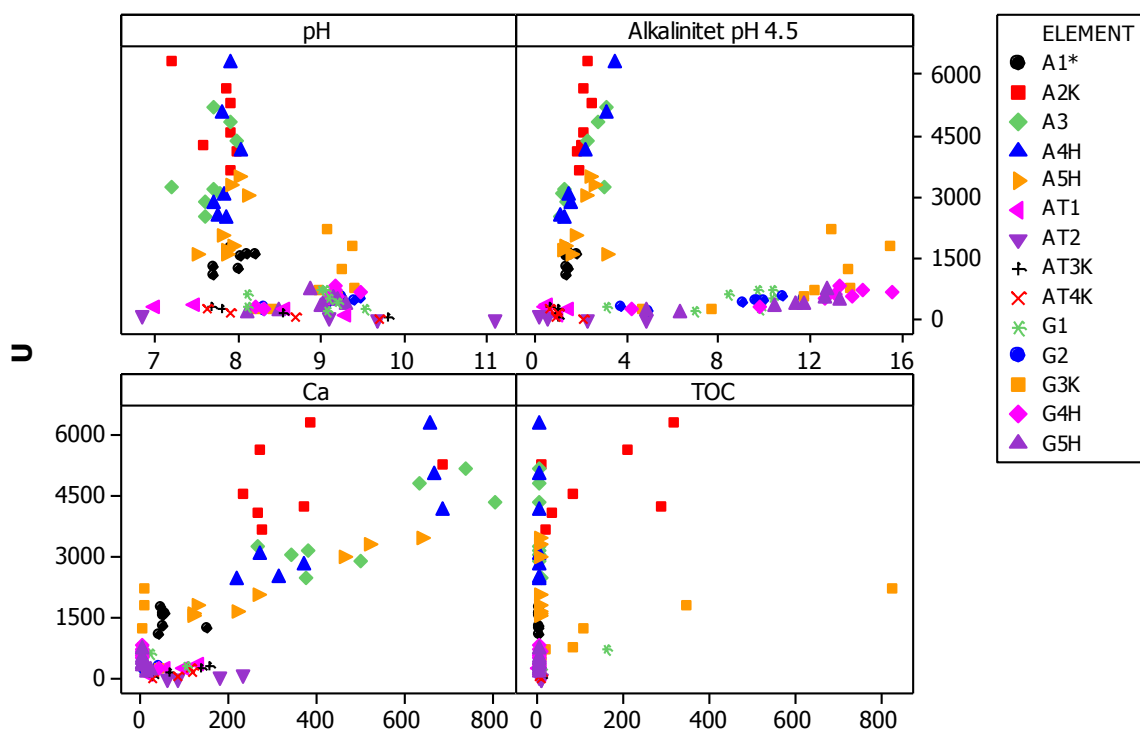


Figur 26. Utlekking av uran (U) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.



Figur 27. Utlekking av uran (U) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

I figur 28 er oppløst uran plottet mot pH, Ca-, alkalinitet og TOC-konsentrasjonene i vannet. De høyeste konsentrasjonene av U var i utlekkingsvann fra alunskifer fra skjæringen i forsøk 1. Her var pH mellom 7 og 8 gjennom hele forsøket og Ca-utlekkningen mellom 200 og 600 mg/L. Korrelasjonen mellom utlekt kalsium og utlekt uran var god fra alunskiferen fra skjæringen (A1 – A4H), der pH var mellom åtte og sju under forsøket. Korrelasjonen var derimot mindre god for galgebergskiferen og alunskifer fra tunnelen. Det kan tenkes at Ca og høy pH fra sement kan ha virket inn her ved at likevekt mellom karbonat og hydroksyl har blitt forskjøvet.



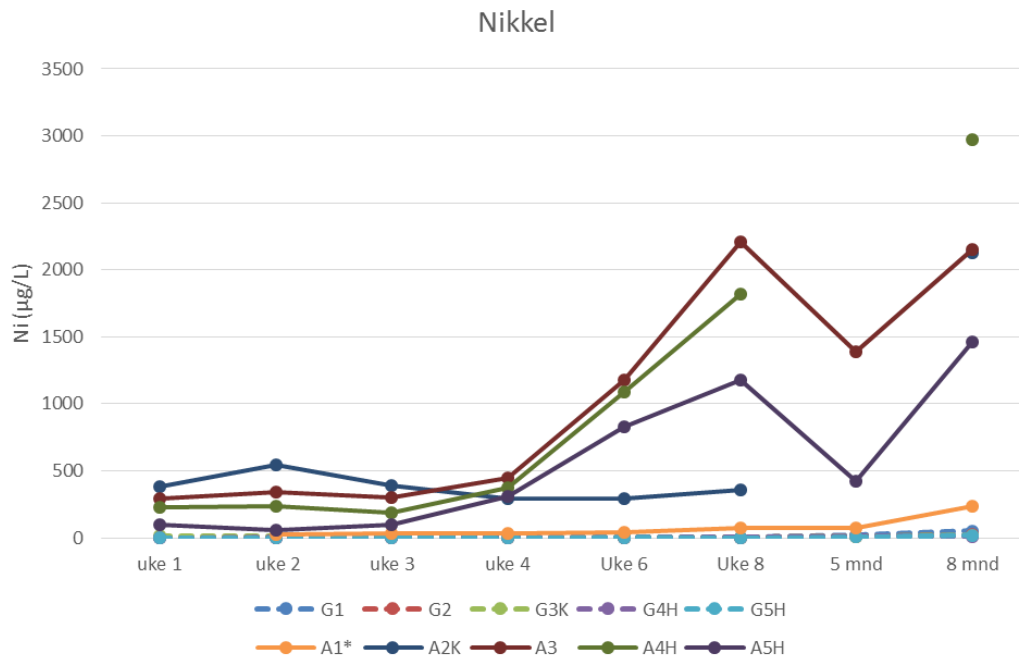
Figur 28. Uran ($\mu\text{g/L}$), er plotta mot alkalinitet (mmol/L), Ca og TOC, (mg/L). Det er en korrelasjon mellom TOC og økt utlekking av uran.

I de to konteinerne som fikk ekstra mengde tilsatt dolomitt i forsøk 1 så vi en merkbar større uranutlekking de fire første ukene, sammenlignet med konteinerne uten tilsatt kalk. Resultatene kan ha sammenheng med økt karbonatinnhold i vannet, og dermed økt mengde mobile U-karbonat former. Samtidig sammenfaller utlekt U fra disse konteinerne også med økt mengde løst organisk karbon i vannet (TOC). U kan også danne kompleks med organiske forbindelser, og dette kan også ha bidratt til økt utlekking av U. Det tilsatte kalksteinmelet i forsøk 2 bidro ikke til signifikant økning i utlekt kalsium eller uran alunskiferen fra tunnelen.

3.6.2 Nikkel

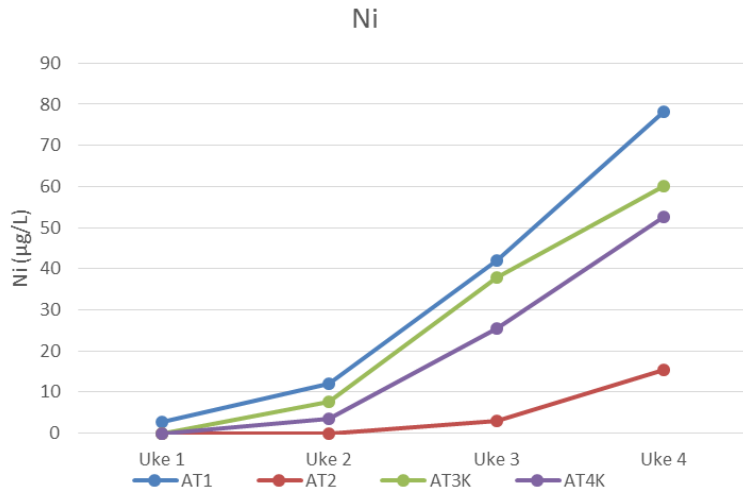
De høyeste utlekte konsentrasjonene av nikkel kom fra alunskifermassene fra skjæringen (figur 29). I løpet av de fire første ukene var utlekkingen relativt konstant, med verdier opptil $540 \mu\text{g/L}$. Deretter økte konsentrasjonene, og var på det høyeste $3000 \mu\text{g/L}$ etter åtte måneder. Tilstandsklasse 5 («svært dårlig») for økologisk tilstand i ferskvann gjelder for konsentrasjoner over $67 \mu\text{g/L}$. Galgebergskiferen viste en lav utlekking av Ni gjennom de første åtte ukene, der de utlekte konsentrasjonen var mindre enn $2 \mu\text{g/L}$ for alle konteinerne

(tilstandsklasse 1-2). Ved prøvetakingen etter fem og åtte måneder hadde konsentrasjonene imidlertid økt til 10 – 50 µg/L, som tilsvarer tilstandsklasse 3 og 4.



Figur 29. Utlekking av nikkel (Ni) fra galgeberg svartkifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

Alunskiferen fra tunnelen hadde i de første fire ukene mye lavere utlekte Ni-konsentrasjoner (figur 30) enn alunskiferen fra skjæringen. Dette til tross for at analysert Ni i faststoff var høyere i alunskiferen fra tunnelen enn skiferen fra skjæringen. Utlekte konsentrasjoner var lave etter første uka (< 3g/L – tilstandsklasse 2). Verdiene økte imidlertid gjennom forsøksperioden til verdier mellom 16 og 78 µg/L etter uke 4, som tilsvarer tilstandsklasse 3-5). Forskjellig kjemi og mineralogi mellom de to alunskiferlokalitetene kan være medvirkende årsak til dette. Ved nedgang i pH mot 8 økte Ni-utlekkningen fra både galgebergmassene (etter 5 mnd.) og fra alunskifer fra tunnelen (etter uke 4).

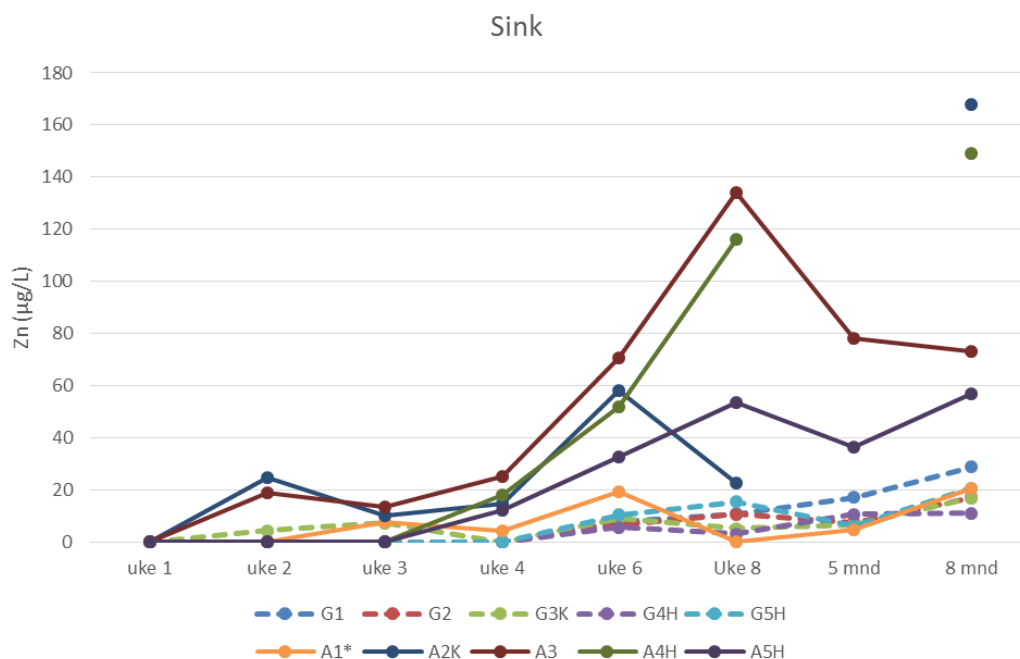


Figur 30. Utlekking av nikkel (Ni) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

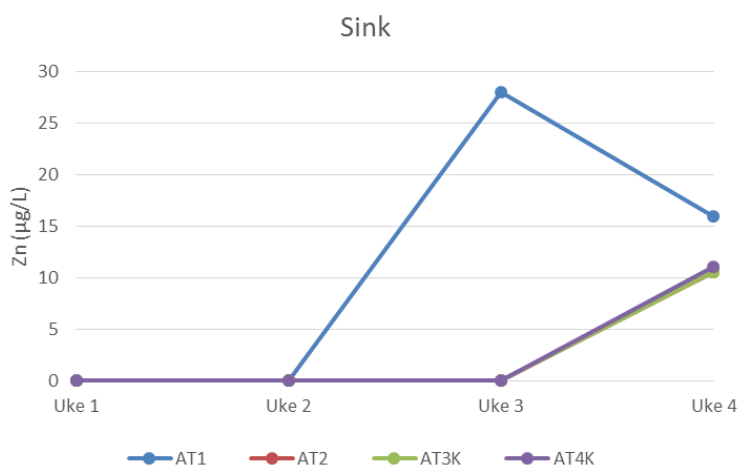
3.6.3 Sink

Figur 31 og 32 viser utlekt sink fra de to ulike forsøkene. I følge veilederen M-608/2016 tilsvarer konsentrasjoner under 11 µg/L tilstandsklasse 2 «god», mens konsentrasjoner fra 11 – 60 µg/L er i klasse 4 «dårlig». Utlekkingen av sink var moderat og varierte fra 0 - 28 µg Zn/L fra alunskiferne fra skjæring og tunnel gjennom de fire første ukene. Utlekkingen av sink fra galgebergskiferen var på et lavere nivå, med konsentrasjoner under 10 µg/L de fire første ukene.

Etter uke 4 økte utlekkingen for alunskiferen i forsøk 1, og den høyeste målte konsentrasjonen på 168 µg Zn/L ble registrert fra alunskiferkonteineren A2K etter åtte måneder. Dette tilsvarer tilstandsklasse 5, «svært dårlig», i henhold til veilederen M-608/2016. Høyeste konsentrasjon fra galgebergskiferne var 29 µg/L (G1). De lavere konsentrasjonene fra galgeberg og alunskiferen fra tunnelen kan trolig relateres til at sink er mindre mobilt i vannfasen ved pH-verdier over 9 (Stumm & Morgan, 1996).



Figur 31. Utlekking av sink (Zn) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

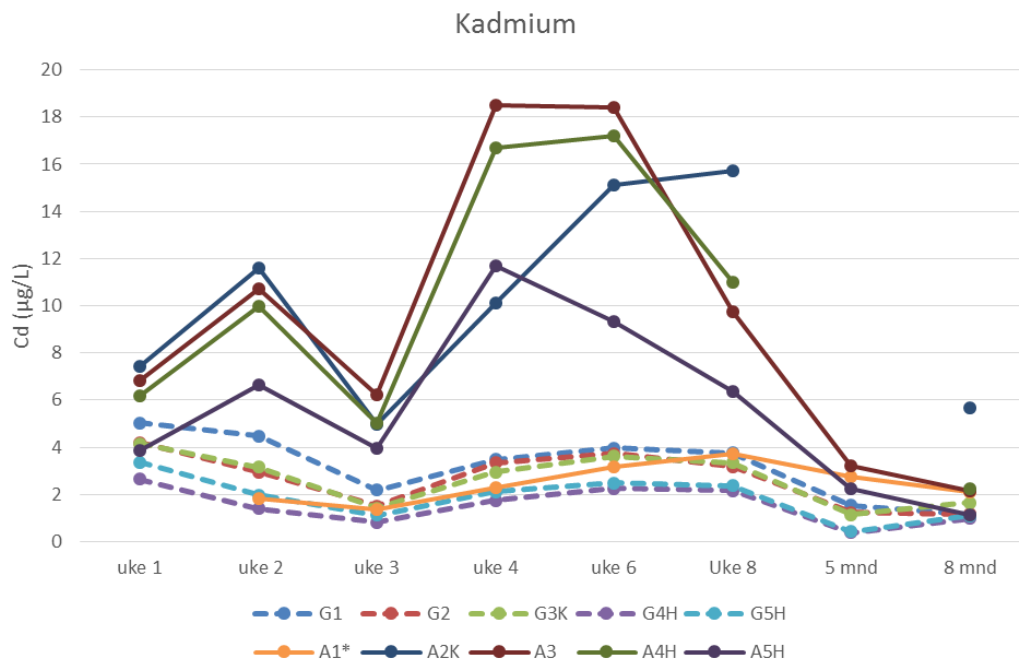


Figur 32. Utlekking av sink (Zn) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

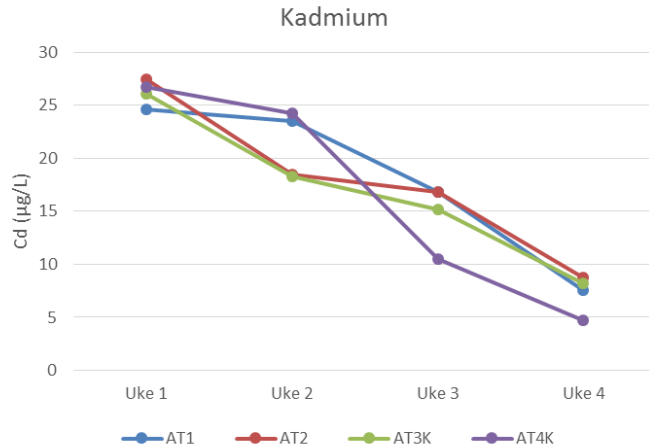
3.6.4 Kadmium

Cd lekte ut i høye konsentrasjoner fra skifrene i forsøket (figur 33 og 34), og de høyeste konsentrasjonene kom fra alunskifrene fra tunnel (opptil 27 µg/L) og skjæring (opptil 19 µg/L). De høyeste konsentrasjonene fra alunskifer skjæring kom i uke 4 – 8 og var over 15 µg/L, noe som tilsvarte tilstandsklasse 5 «svært dårlig» i M-680s miljøklassifisering for ferskvann (Miljødirektoratet, 2016). For disse prøvene var utlekte Cd-verdier redusert til 1- 6 µg/L etter

fem og åtte måneder (tilstandsklasse 3 – 4). Fra alunskifer fra tunnelen ble de høyeste konsentrasjonene registrert etter den første uken, og var mellom 25-27µg/L (tilstandsklasse 5). Konsentrasjonene de neste ukene avtok, og endte opp på 5 – 9 µg/L (tilstandsklasse 4) etter fire uker. Utlekkingen av Cd fra galgebergskiferen viste de laveste konsentrasjonene i forsøkene, og lå gjennom prøvetakingsperioden på åtte måneder i intervallet 1 – 5 µg/L. Dette tilsvarte likevel for de aller fleste prøvene tilstandsklasse 4, «dårlig» i henhold til M-680. Bestemmelsen av tilstandsklasse tar utgangspunkt i konsentrasjon av CaCO₃ i vannprøven. På grunn av et mye høyere beregnet innhold av kalsiumkarbonater i avrenningsvannet fra alunskifer (skjæring) sammenlignet med galgebergskiferen, var øvre grenser for tilstandsklassene høyere for alunskiferen enn galgebergskiferen. De utlekte konsentrasjonene hadde en total nedgang i forsøket for alle skiferne.



Figur 33. Utlekking av kadmium (Cd) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.



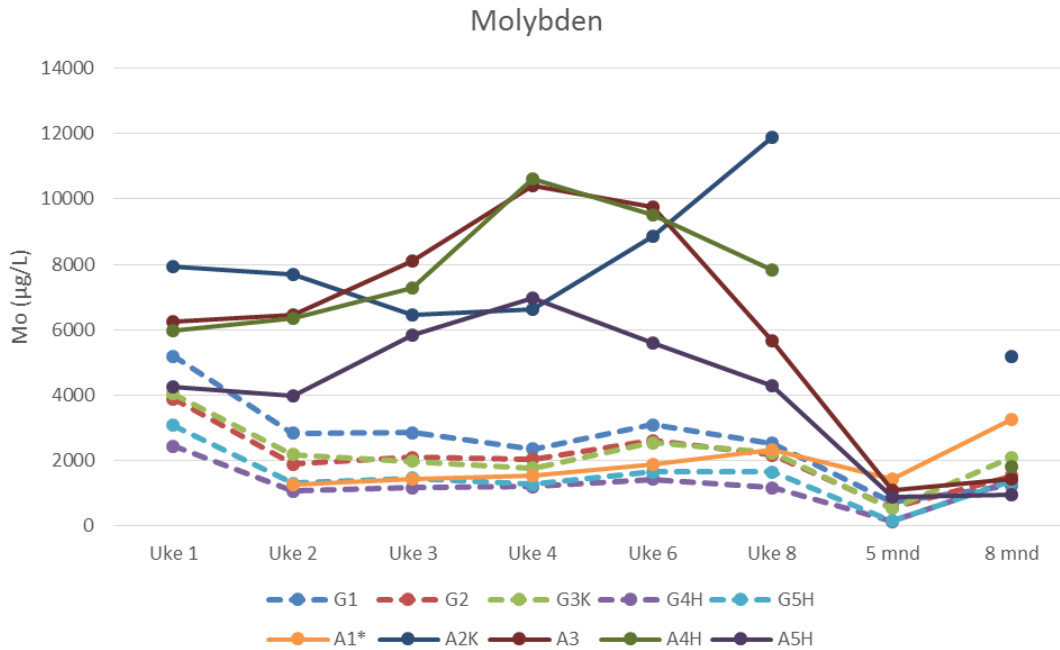
Figur 34. Utlekking av kadmium (Cd) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

3.6.5 Molybden

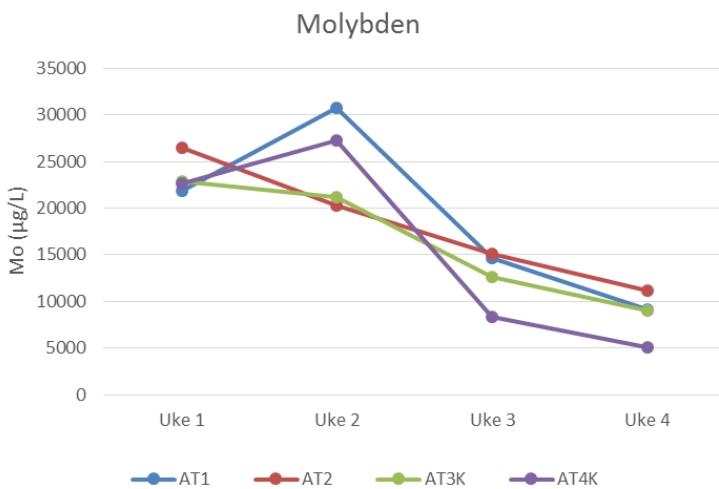
Utlekkingsmønsteret til Mo hadde likheter med mønsteret fra Cd, og de høyeste konsentrasjonene kom fra alunskifrene både fra skjæring (opptil 12 000 µg/L) og tunnel (opptil 31 000 µg/L), se figur 35 og 36. Det er ikke satt grenseverdier for molybden i norske miljøklassifiseringssystem, men kanadiske myndigheter har anbefalt en grense på 73 µg Mo/L for vern av akvatisk liv i ferskvann (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999). Alle prøvene i foprøket viste konsentrasjoner over den grensen. PNEC (predicted no-effect concentration) for ferskvannsmiljø har imidlertid i en studie blitt satt til 12.700 µg/L (Heijerick, Regoli, & Carey, 2012). Konsentrasjonene fra skifrene i forsøk 1 var under dette nivået, mens avrenningen fra alunskifrene fra tunnelen hadde konsentrasjoner over dette de tre første ukene.

Utlekkingen av Mo fra galgebergskiferen var lavere enn fra alunskifrene, og viste høyeste konsentrasjon på 5 200 µg/L (G1 – uke 1). Dette kan henge sammen med en gjennomsnittlig lavere konsentrasjon av Mo i utgangsmaterialet der galgebergskiferen inneholdt rundt 50 mg/kg, mens alunskiferen fra skjæringen og tunnelen inneholdt fra 150-300 mg/kg.

Totalt sett ble utlekkingen av Mo redusert i løpet av forsøksperioden for alle prøvene. Molybden blir normalt mer mobil ved høy pH, og pH-verdien så ut til å ha en effekt på hvor mye molybden som ble funnet i utlekkingsvannet.



Figur 35. Utlekking av molybden (Mo) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

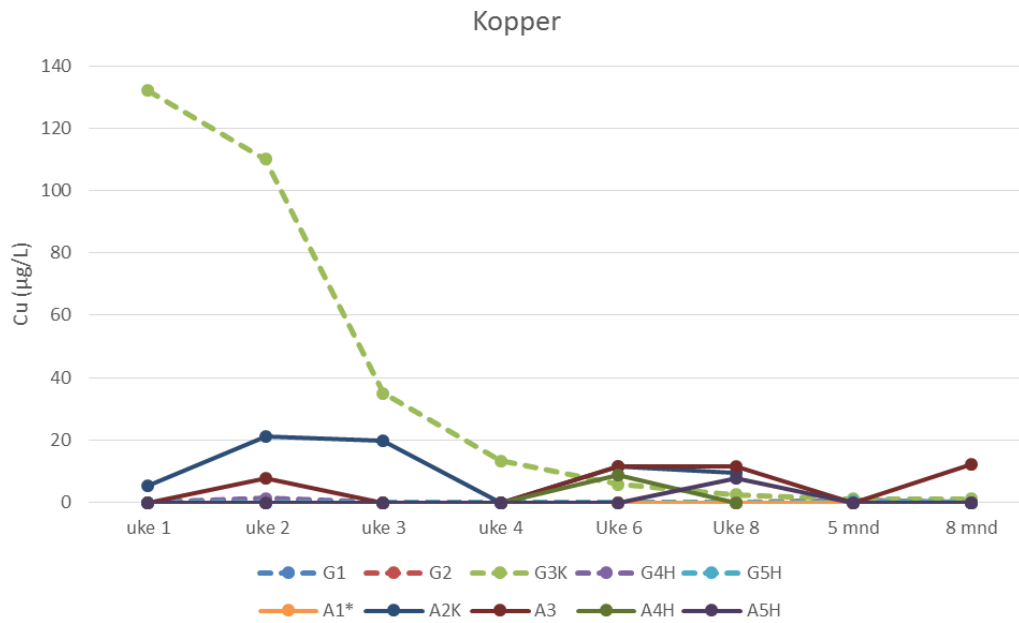


Figur 36. Utlekking av molybden (Mo) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

3.6.6 Kobber

Figur 37 viser utlekt Cu fra alunskifer og galgebergskifer gjennom 8 måneder. Utlekkingen av Cu var generelt lav fra alle bergartene gjennom forsøksperiodene, og de fleste prøvene viste verdier under 7,8 µg/L, som tilsvarer tilstandsklasse 2 (god) (Miljødirektoratet, 2016). Den ene konteneren med alunskifer (A3) viste utlekte verdier opp mot 12 µg/L, noe som tilsvarte klasse 4 (7,8 – 15,6µg/L). De to kontenerne som hadde fått tilsatt granulert dolomitt skilte seg

imidlertid ut med høyere utlekte Cu-konsentrasjoner, på det meste 132 µg/L i uke 1 fra galgebergkoteineren (G3K) og 21 µg/L fra alunskiferkoteineren (A2K). Cu-konsentrasjonene stammer muligens fra kalkgranulene som ble tilsatt. Effektene fra den tilsatte kalken avtok etter fire uker, og Cu-konsetrasjonene stabiliserte seg på det samme nivået som for de resterende koteinerne.



Figur 37. Utlekking av kobber (Cu) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.

Utlekkingen av Cu fra alunskifer fra tunnelen (forsøk 2) var lav. Med unntak av en konsentrasjon på 32 µg/L i AT2 – uke 2, var konsentrasjonene under rapporteringsgrensene (< 5 µg/L) gjennom det 4-ukers lange utlekkingsforsøket.

3.6.7 Arsen

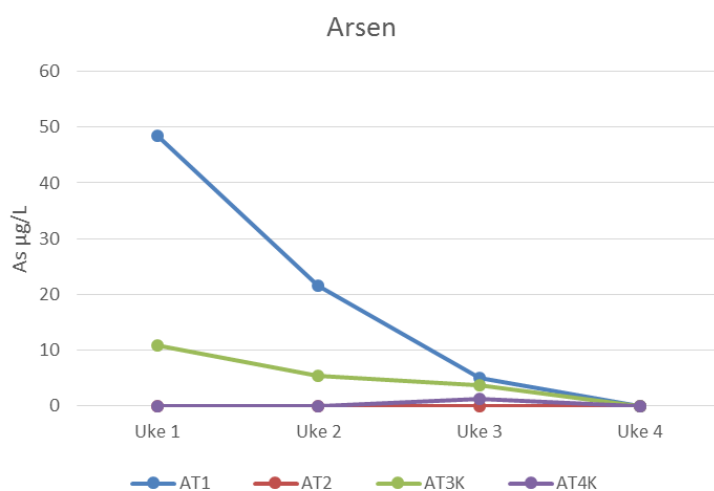
Avrenningsvannet med høyest konsentrasjon av As kom fra skifrene fra tunnelen (alunskifer tunnel: opptil 49 µg/L og galgebergskiferen opptil 84 µg/L). Disse konsentrasjonene tilsvarte tilstandsklasse 4, «dårlig» i ferskvannsklassifiseringen. De utlekte konsentrasjonene fra disse skifrene ble gradvis redusert utover i forsøket, og konsentrasjonene var < 1 µg/L etter fire uker for alunskifer fra tunnelen (forsøk 2) og etter fem måneder for galgebergskiferen.

Alunskiferne fra skjæringen hadde lave verdier gjennom hele forsøket med konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (<5 µg/L), som tilsvarte tilstandsklasse 3 eller lavere.

XRF-analyser av bergartene viste en gjennomsnittlig høyere As-konsentrasjon i alunskiferne enn i galgebergskiferen. Likevel lekte galgeberg-skiferen ut de høyeste konsentrasjonene. PH så ut til å ha en avgjørende effekt på utlekte konsentrasjoner av As. De utlekte konsentrasjonene ble tydelig redusert når pH gikk ned. Dette kan forklares ved at As danner oksyanion (ioner med negativ ladning) i basiske miljø, noe som fører til svakere binding til overflater, og en økt mobilitet når pH er høy.



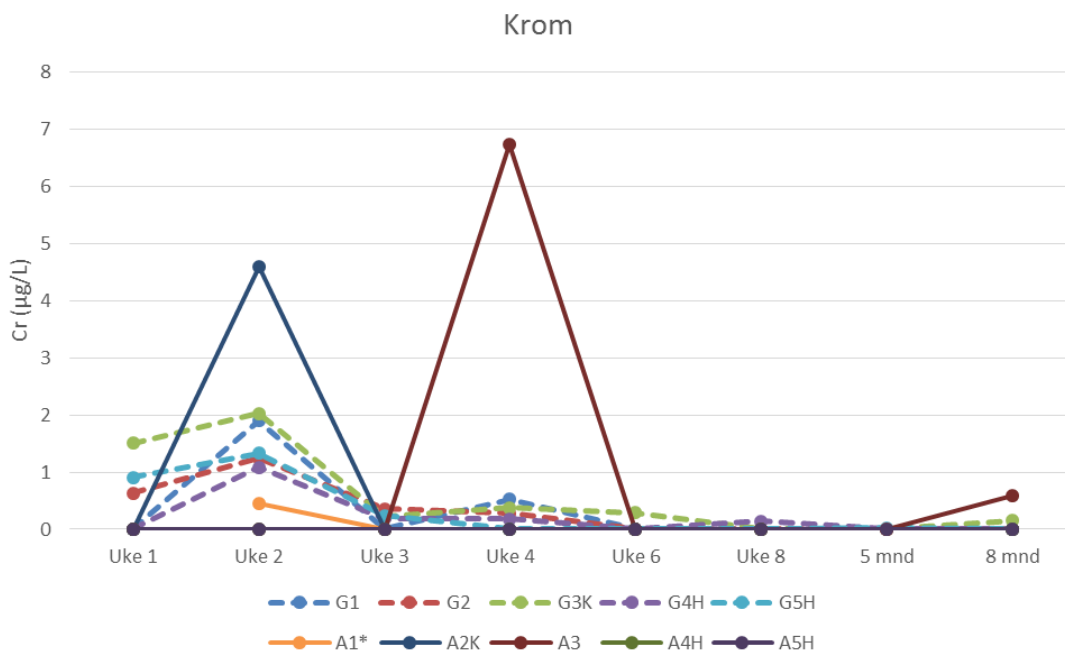
Figur 38. Utlekking av arsen (As) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Etter femte måned var konsentrasjonene under rapporteringsgrensen. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.



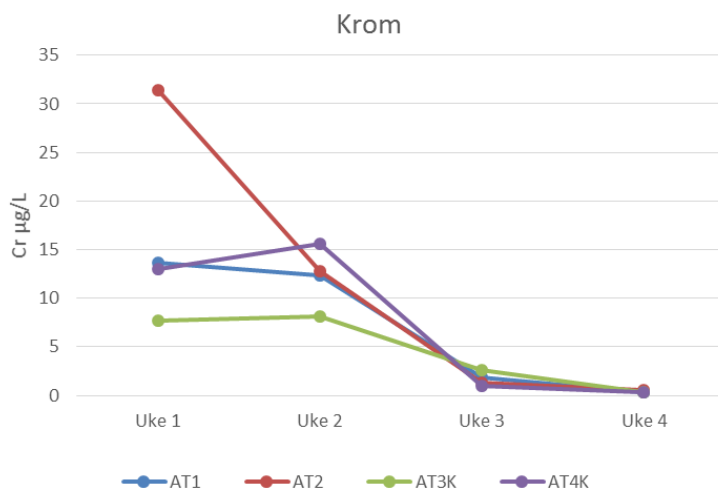
Figur 39. Utlekking av arsen (As) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen. Konsentrasjonene varierte i de ulike konteinerne, men gikk gradvis ned, og var under deteksjonsgrensen i uke 4.

3.6.8 Krom

Avrenning av krom var lav fra galgebergskiferen og fra skjæringen, der konsentrasjonene lå under 3,4 µg/L (tilstandsklasse 2, «god») bortsett fra to enkeltmålinger fra alunskifrene i uke 2 og 4 (A2K: 4,6 µg/L og A3: 6,7 µg/L). Verdier over 3,4µg/L tilsvarer tilstandsklasse 5 «svært dårlig». Det er usikkert hva økningen i de to enkelttilfellene skyldes. Figur 41 viser utlekkingen av Cr fra alunskifer tunnel i forsøk 2. Her var startkonsentrasjonen av Cr høyere, fra 8 - 31 µg/L. Dette kan trolig relateres til høy start-pH. I løpet av tre uker redusert til et lavere nivå (< 3 µg/L).



Figur 40. Utlekking av krom (Cr) fra galgeberg svartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.



Figur 41. Utlekking av krom (Cr) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

3.6.9 Bly

Bly (Pb) hadde lave konsentrasjoner i de utførte utlekkingsforsøkene, og var under rapporteringsgrensen for alle prøver (<1 µg/L), bortsett fra galgebergskiferen tilsatt granulert dolomitt, der konsentrasjonen var på 4,5 µg/L i uke 1 (vedlegg 1). Konsentrasjonen minket gradvis gjennom forsøket, og var under rapporteringsgrensen i uke 8.

Konsentrasjoner av Pb i alunskifermassene i forsøket ble med XRF målt fra 11 - 93 mg/kg. De forholdsvis lave utlekte konsentrasjonene kan forklares ved at Pb har en sterk tendens til å bli adsorbent på partikkeloverflater, og til å forme uorganiske kompleks f.eks. med karbonat eller sulfat (Stumm & Morgan, 1996).

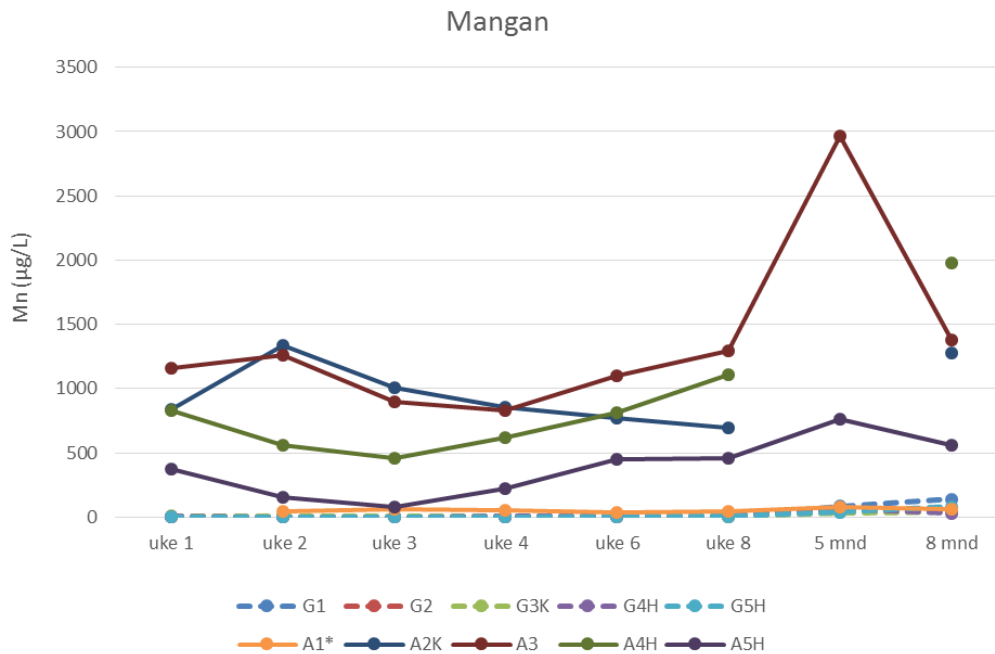
3.6.10 Jern

Avrenningen fra skifrene hadde lite jern løst i vannet, og konsentrasjonene var stort sett under rapporteringsgrensen på 0,02 mg/L. I kontainerne tilsatt granulert dolomitt (G3K og A2K) var det noe jern i avrenningsvannet gjennom den første måneden (maks konsentrasjon var 1,7 mg/L fra G3K. Jernet som blir utløst fra sulfidoksidasjon antas å felle ut som jern(III)hydroksider (rust), og vil dermed ikke være løst i vannet. Denne prosessen bidrar også til å produsere syre. Samtidig som det felles $\text{Fe}(\text{OH})_3$ vil det også kunne bindes andre metaller (medfelling), som vil kunne påvirke utfellingsmønsteret.

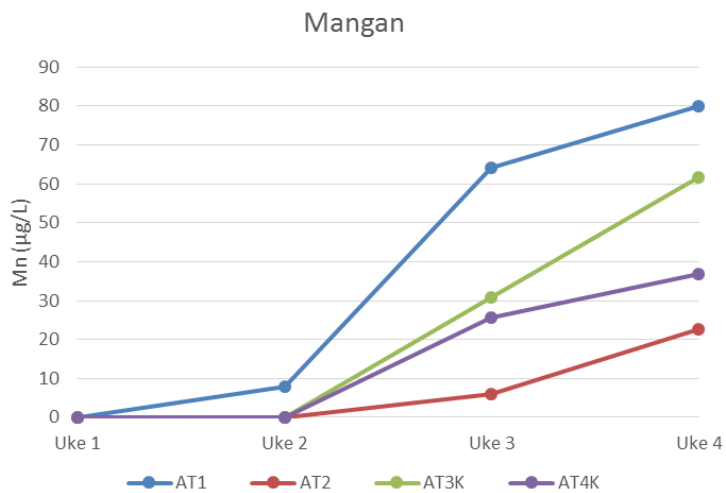
3.6.11 Mangan

Alunskiferen fra skjæringen lekte ut de høyeste konsentrasjonene av Mn, med høyeste målte konsentrasjon på 3000 µg/L. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i prøven A3 etter at det oppsamlede smeltevannet ble tappet ut, etter fem måneder. De høye konsentrasjonene av Mn på dette tidspunktet kan ha sammenheng med økt løselighet av Mn relatert til lavere pH i denne prøven (rundt pH 7, se figur 8) (Hem, 1963). De åtte første ukene var konsentrasjonene under 1500 µg/L. Galgebergskiferen lakk ut lave konsentrasjoner (< 10 µg/L) fram til uke 8, for deretter å øke til 40-140 µg/L etter åtte måneder. Avrenningen fra alunskiferen fra tunnelen (forsøk 2) økte gjennom fire uker, men holdt seg på konsentrasjoner under 80 µg/L. I SFTs klassifisering av miljøkvalitet i vannforekomster fra 1997 (SFT, 1997), vist i vedlegg 6, er

konsentrasjoner over 150 µg er definert som klasse 5, «meget dårlig», mens konsentrasjoner under 50 µg/L tilsvarer klasse 2 «god».



Figur 42. Utlekking av mangan (Mn) fra galleggsvartskifer, G1 – G5H (stiplet linje) og alunskifer fra skjæringer, A1 – A5H (hel linje) gjennom 8 måneders forvitring. Vannprøven etter fem måneder ble tatt fra smeltevann som hadde stått i kontakt med skiferen i opptil tre måneder.



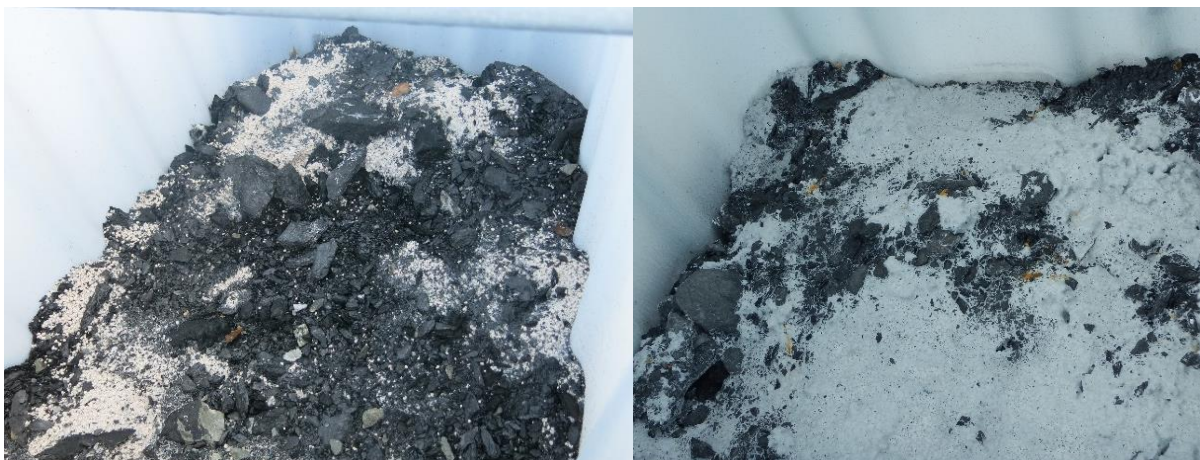
Figur 43. Utlekking av mangan (Mn) gjennom fire uker fra alunskifer fra Granstunnelen.

3.7 Effekt av tilsatt kalkstein

3.7.1 Tilsetning av miljøkalk og effekt på tungmetallutlekking

I alunskifer- og galgebergkonteineren tilsatt granulert dolomitt (A3K) var det de første ukene en merkbar høyere utlekking av tungmetallene U, Ni og Cu, enn fra tilsvarende konteinere uten kalk. Fra galgebergkonteineren tilsatt kalk var også utlekkingen av Pb høyere. For å påvise om utlekkingen stammet fra den tilsatte kalken ble det gjort en kjemisk analyse av kalk og vann i et omtrentlig 1: 10 forhold, med ca. 1 uke reaksjonstid ved utetemperaturer. Analysene viste økte konsentrasjoner for flere komponenter, blant annet Ca, Mg, Fe, Na, P, B, S, N, Mn og organisk karbon (TOC). I følge produsenten (Franzefoss Miljøkalk) skyldes det høye innholdet av organisk karbon et restprodukt fra treindustrien som benyttes som granuleringsmiddel i kalken. Tungmetallene U, Ni, Cu og Pb var forhøyet i mindre grad. Økningen av diverse tungmetall som en funksjon av tilsatt dolomitt kan også komme av at karbonater i kalken dannet forbindelser med flere tungmetaller slik at de ble mobile i løsnings. Utlekkingsvannet i konteinerne med tilsatt granulert dolomitt var også mer turbid, og mørkere i fargen enn resten av konteinerne. Dersom tungmetaller var bundet i disse partiklene kan de senere ha blitt frigjorte, og bidratt til økt konsentrasjon av metaller i utlekkingsvannet. Alle prøvene ble filtrerte før analyse av metaller.

Figur 44 a og b viser to alunskiferkteinere der henholdsvis granulert dolomitt og kalksteinsmel ble strødd over skiferen. Ved tilsetning av kalksteinsmelet, med over 98% kalsiumkarbonat, så det ikke ut til at utlekkingen av tungmetaller ble påvirket.



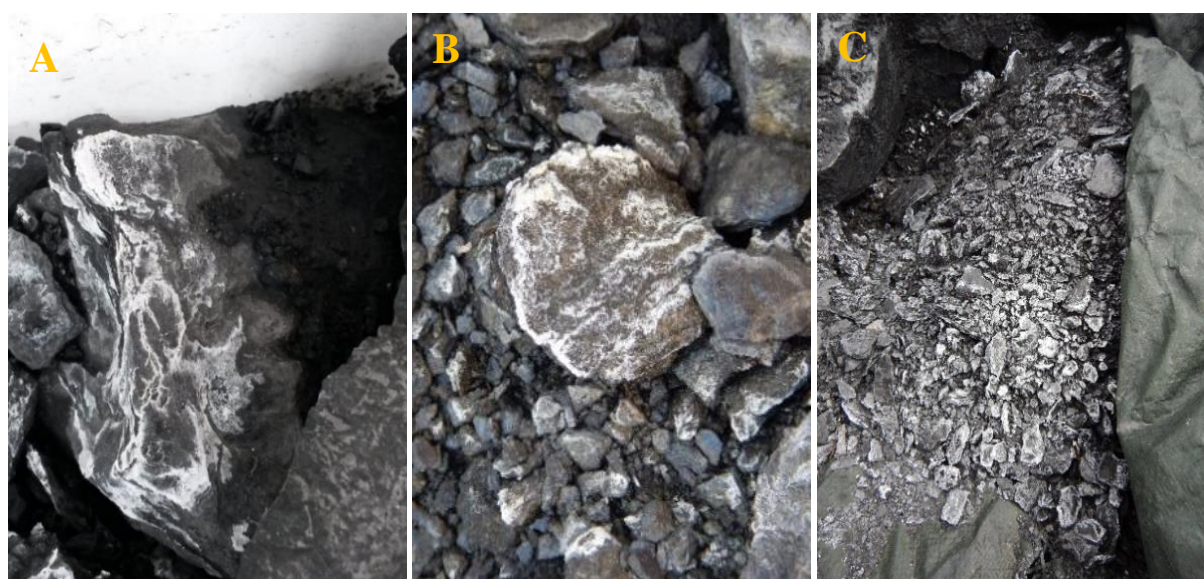
Figur 44 a og b. a) 30.11.2014. prøvetaking uke 4. Galgebergkteinere med kalk (dolomittiske kalkgranuler). b) 10.06.2015. Kteinere 14 20L finknust kalk. Uke 2. Rustfarge fra stålfiber i massene.

3.7.2 Tilsetning av kalkstein fra tunnelen og effekt på pH og utlekking av tungmetall

Tilsetning av kalksteinen fra Granstunnelen (Huk, etasje 3c) til skifermassene hadde ingen merkbar effekt på alkaliniteten (bufferevnen) i avrenningsvannet. Det var heller ikke tydelige effekter på binding av tungmetall. Kalksteinen fra tunnelen var imidlertid ikke særlig fragmentert, sammenlignet med alunskiferen. Dermed var et mindre overflateareal tilgjengelig for å reagere med vannet som strømmte gjennom massene. Kalksteinen ble lagt oppå skiferen slik at bare regnvann kom i kontakt med massene. En innblanding i skifermassene ville kanskje ha økt effekten fra kalkstein-tilsetningen. Noe av kalksteinen ble også observert til ha utseende som Elnes-formasjonen, som er en kalkleirskifer med lavere innhold av kalk.

3.8 Synlig forvitring

På vårparten, etter at snøen smeltet, ble det observert hvite utfellinger på galgeberg- og alunskiferen fra forsøk 1 (se figur 45). De største mengdene ble sett på galgebergskifrene. Den hvite utfellingen ble i samme periode også observert på mellomlager av skifermasser (galgeberg, og annen leirskifer) i dagen. Ved saltsyretest på noen av skifrene i konteinerne ble det sett tydelig brusing. Dette tyder på at det var kalsiumkarbonat tilstede i denne utfellingen. Samtidig så det ut til at belegget forsvant i løpet av nedbørsperioder, noe som kan indikere at det også kunne være innslag av gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (s)), da gips løses i vann.



Figur 45. Utfelling på skifrene. A) galgebergskifer, etter 6 mnd i friluft (24.03.2015). B) alunskifer fra skjæring etter 7 mnd i friluft (24.04.15). C) alunskifer fra tunnel liggende under presenning etter 1 mnd i friluft (11.06.15).

På alunskifer hentet ut fra tunnelen (forsøk 2) ble det registrert lignende hvite utfellinger allerede ved oppstarten av forsøket. Saltsyretest påviste innhold av kalsiumkarbonater i utfellingen. Utfellingen ble borte etter hvert. I september ble det på ny registrert hvite utfellinger i noen av konteinerne med alunskifer (figur 46). Dette gjaldt alunskifer fra skjæring og alunskifer fra tunnel, som da hadde stått ute i henholdsvis ett år og et halvt år. Denne gangen kunne ikke saltsyretest indikere kalsiumkarbonat i prøvene. Det ble utført XRD-analyser på materialet, som påviste at det var gips ($\text{CaSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O}$) som ble dannet. Gipsdannelse ble også funnet i traktene der vannet hadde rent gjennom fra konteinerne til vannopsamlingsbeholderen. Utfellingen var tydeligst i konteinerne som stod på rekke i ytterste rad. I disse konteinerne har det sannsynlig vært større fordamping på grunn av at de står mer tilgjengelig for sollys. Dette kan ha bidratt til å øke dannelsen av gips, da dannelsen er avhengig av fuktigheter mellom 20 og 70 % (Endre, 2015).



Figur 46 A og B. Gipsutfellinger på skifer i konteiner 8 (A3) 30.09.2015. Gips ble også sett i konteinerne A2K, AT2 og AT4K. Alle disse konteinerne inneholdt alunskifer.

I galgebergskiferen ble det ikke sett gips på denne tiden, men her var det tydelig rustfarge på flere av skifersteinene i konteinerne (figur 47 a og b). Rustutfellingen er et tegn på at jernsulfid har forvitret, og frigjort jern, som deretter har dannet jernoksider.



Figur 47. A. Galgebergskifer etter 1 år i friluft. B) Ulik grad av rustfarge på galgebergskiferen i konteineren. De hvite steinene er innslag av bergarten mænaitt

4 Oppsummerende diskusjon

4.1 Utlekking av metall

De høyeste konsentrasjonene av forurensende metall kom fra alunskifermassene i forsøket. Allerede i de fire første ukene var U, Ni, Cd og Mo tilstede i høye, og i forurensende konsentrasjoner i avrenningsvannet fra alunskifer fra skjæring (U: opptil 3000 µg/L, Ni: opptil 540 µg/L, Cd: opptil 19 µg/L, Mo: opptil 11 µg/L). Etter fire uker økte konsentrasjonene ytterligere for Ni (opptil 3000 µg/L) og U (opptil 6300 µg/L), mens utlekkningen av Mo og Cd ble gradvis redusert etter uke 8. Konsentrasjonene av Zn var relativt lave de fire første ukene (< 25 µg/L), men etter åtte måneder hadde konsentrasjoner økt opp til 170 µg/L.

Fra alunskiferen fra tunnelen var avrenningen av U og Ni mye lavere enn fra alunskiferen hentet fra skjæringen (U: opptil 330 µg/L, Ni: opptil 78 µg/L), basert på utlekkningen gjennom de fire første ukene. Samtidig ble de høyeste konsentrasjonene av Mo (opptil 31 000 µg/L), Cd (opptil 27,4 µg/L), og Cr (opptil 31 µg/L) i forsøket funnet her. Konsentrasjonene for Ni, Cd og Cr var høyest i uke 1, og etter fire uker var redusert til under halvparten av opprinnelig konsentrasjon (Mo: 5100 – 11 200 µg/L, Cd: 4,7 – 8,7 µg/L, Cr: 0,31 – 0,51 µg/L).

For galgebergskiferen var utlekte konsentrasjoner av forurensende metaller på et generelt lavere nivå enn fra alunskifrene, men kadmium (opptil 5,0 µg/L), nikkel (opptil 50 µg/L) og arsen (opptil 84 µg/L) var likevel tilstede i forurensende konsentrasjoner. Utlekkningen av arsen var høyere fra galgebergskiferen enn fra alunskiferen. Dette kommer sannsynligvis av høyere pH i avrenningsvannet. Nivåene ble redusert betraktelig utover i forsøket, ettersom pH sank. Utlekkningen av As var høyest ved pH-verdier over 9.

Ulik pH i avrenningsvannet hadde trolig en del å si for at de nevnte metallene oppførte seg forskjellig fra de to alunskifrene hentet fra ulike steder langs vegtraseen på Gran. Samtidig vil den kjemiske og mineralogiske variasjonen mellom skiferlokalitetene også påvirke utlekkningen. Alunskiferen fra skjæringen ble tatt ut fra et område der U-konsentrasjonene generelt var høye. Skiferen lå i en annen del av lagrekken enn det alunskiferen fra tunnelen gjorde, og muligens har den hatt større varmepåvirkning fra de intrusive syenittbergartene enn alunskiferen i tunnelen. Forsøk 2 (alunskifer fra tunnelen) ble satt i gang i en noe varmere

periode, med gjennomsnittstemperaturer fra 10 – 16°C, mens de fire første ukene i forsøk 1 hadde gjennomsnittstemperaturer fra 6 - 10°C. Likevel har sannsynligvis den geologiske karakteristikken til materialet mer å si for graden av sulfidoksidasjonen enn temperaturen ute.

Utlekkingen av Pb, Hg, Cu, Cr var lav fra alle massene. Kun konteinerne tilsatt dolomittisk kalk hadde en forhøyet utlekking av Pb eller Cu. De forhøyede verdiene kan ha kommet fra kalken i seg selv. Pb, Zn og Co kan erstatte Mg i krystallstrukturen til dolomitt: $Mg_3(CO_3)_4$. Dolomitt kan også være vertstein for årer av Pb, Zn og Cu.

4.2 Syredannende egenskaper

Syreproduksjonen i skiferen førte ikke til lave pH-verdier i avrenningsvannet fra konteinerne i løpet av forsøkets varighet på ett år. Den laveste pH registrert var 6,8 i alunskiferkonteineren A3 etter fem måneder (feltmåling). Avrenningen fra alunskiferen hentet fra skjæringen hadde en forholdsvis stabil pH som stort sett svingte mellom 7,5 og 8,5. Fra galgebergskiferen gikk pH fra rundt pH 10 til pH rundt 8 på ett år. Alunskiferen i forsøk 2 hadde en høy pH i starten av forsøket (fra 10,5 – 12,1), men ble raskt redusert gjennom de fire første ukene, og sank til verdier rundt 8. Ved målinger gjort i utlekkingsvannet tre og fem måneder senere var pH-verdiene fortsatt rundt 8.

Det nøytraliserende potensialet i bergartene (karbonatinnholdet) bidrog sannsynligvis til å holde pH på et nøytralt nivå gjennom forsøket. Alkaliniteten, som indikerer det nøytraliserende potensialet i vannet, var stabil i vann fra alunskiferen (forsøk 1), og lå mellom 1 og 4 mmol/L gjennom forsøket. Alunskiferen hadde også et høyt innhold og utlekking av Ca, noe som indikerer at det er mye karbonater tilstede i bergarten.

Avrenningsvannet fra galgebergskiferen hadde en høyere alkalinitet enn alunskiferen i starten av forsøket. Startverdiene var mellom 7 – 13 mmol/L. Alkaliniteten ble imidlertid redusert fort, og etter åtte måneder var den på omtrent samme nivå som alunskiferen (mellom 3 og 5 mmol/L). Den høye alkaliniteten i galgebergmassene i starten av forsøket kan være relatert til at de var hentet fra tunnelen der rester av sprøytebetong kan ha påvirket pH i massene.

Alkaliniteten fra alunskiferen fra tunnelen i forsøk 2 sank fra mellom 1 og 5 mmol/L til verdier under 1 mmol/L gjennom fire uker. Dette var de laveste alkalinitetsverdiene som ble registrert i forsøkene. Alunskiferen hadde også et lavere innhold av kalsium enn det alunskiferen fra skjæringen så ut til å ha, ut i fra XRF-analyser av skiferen. Rester av sprøytebetong fra tunnelen bidrog trolig også i disse massene til økt pH og bufferevne i starten av forsøket.

Utlekkingen av sulfat var generelt høyere fra alunskifrene enn fra galgebergskiferen. Sulfatutlekkingen fra galgeberg økte imidlertid gjennom forsøket og nådde samme utlekkingsverdier som alunskiferen etter åtte måneder. Tilsetning av dolomitt-kalk førte til økt utlekking av U, Pb, Hg og Cu. Det er sannsynlig at dette kan knyttes til innholdet i selve kalken. Samtidig kan det ikke utelukkes at økningen av U i utlekkingsvannet også kan være forårsaket av at U ble bundet til karbonater eller løste organiske komponenter (TOC) i kalken. Kalktypen som ble brukt var en type landbrukskalk, som følgelig er mest egnet til bruk til jordbruksformål. Resultatene fra forsøk 2, der det ble strødd en renere kalktype over nye alunskifermasser viste liten effekt på alkaliniteten og pH. Heller ikke utlekkingen av tungmetall kunne relateres til tilsatt mengde kalkmel. Kalkinnholdet i selve alunskiferen så ut til å ha en mye større påvirkning på hvor mye kalsium som havnet i utlekkingsvannet.

pH kom aldri under 6 i avrenningsvannet fra skifrene i forsøkene. Etter 5 mnd (forsøk 2) og 1 år (forsøk1) var pH fortsatt mellom 6 og 8, noe som tilsvarer nøytrale pH-verdier. Til tross for nøytral pH ble det likevel lekket ut til dels høye konsentrasjoner av visse tungmetall. Dette er på engelsk omtalt som Neutral Rock Drainage. Syredannelsen fra sulfidene utlignes av det nøytraliserende potensialet til bergarten, og dermed unngås lave pH-verdier i avrenningsvannet. Likevel vil tungmetaller som er mobile ved nøytral pH lekke ut. Dette så vi blant annet for Cd, Ni, Zn, Mo og U.

Bruk av kalkholdig stein fra tunnelen er ikke et tiltak som hadde en påvist effekt for å nøytralisere syreproduksjon. Kalksteinen bestod av grovere masser, med mindre areal for overflatereaksjon. Skifrene i seg selv inneholdt nok karbonater til å motstå en betydelig pH-senkning. Likevel må man anta at denne bufferevnen vil avta etter hvert. En knusing av kalksteinen til mindre fraksjoner, og en videre innblanding i skiferen kunne trolig hatt en bedre effekt for å øke bufferkapasiteten på lengre sikt.

Fragmentering av bergartene har en avgjørende rolle for graden av utlekking og forvitring av bergartene. Dette så vi av alunskiferprøven med mindre fragmentert skifer, der de utlekte konsentrasjonene av ulike grunnstoff var markert lavere enn fra alle de resterende alunskiferkonteinerne.

Den relative mengden tilsatt vann over skifermassene, både fra springen og som naturlig nedbør, var lav i forhold til volumet av steinen, og avrenningsvannet vil dermed være mer konsentrert enn om mer vann hadde blitt tilsatt. Vannkvaliteten i avrenningsvannet kan være et bilde på forventet sigevann fra lignende svartskifermasser, dersom de blir liggende ute i friluft uten noe form for tildekking.

4.3 Langtidseffekter

Noen av metallene som lekte ut fra skifrene hadde en oppadgående kurve. Dette gjaldt for tungmetallene Ni, Zn og U. I et lengre perspektiv vil man derfor trolig kunne forvente enda høyere verdier av de nevnte metallene. Med tiden vil det nøytraliserende potensialet til bergartene gradvis blir redusert, og en effekt av det kan være at pH synker til verdier på den sure siden av skalaen. Det vil påvirke løseligheten til flere metall, og metallkonsentrasjonene i avrenningsvannet vil dermed øke. Dersom pH-verdier synker til under 4 vil forvitringen akselereres (Apello & Postma, 2005), noe som medfører at avrenningsvannet kan oppnå svært høye tungmetallmetallkonsentrasjoner.

5 Konklusjon

Det ble i løpet av ett år ikke registrert pH-verdier på den sure delen av pH-skalaen i avrenningsvannet fra verken alunskifer eller galgebergskifer fra skjæring og tunnel på Gran. Bufferkapasiteten (karbonat) i bergartene bidrog sannsynligvis til å holde pH over 7 i avrenningsvannet.

Det ga ingen tydelig gunstig effekt av å tilsette kalkholdige masser til svartskifermassene. pH var høy i avrenningsvannet fra før av, og innholdet av karbonater i selve steinmaterialet betydde mer for syrenøytraliseringsprosessene. Tilsatt kalk kan likevel være et tiltak for å øke bufferkapasiteten til massene dersom pH synker ytterligere. Den anvendte kalken må være egnet til formålet, med en høy prosentandel kalsiumkarbonat.

Konsentrasjonene av flere tungmetaller i avrenningsvannet fra svartskiferne var høye til tross for nøytral pH. Utlekking av forurensende tungmetaller var størst fra alunskifer-massene fra skjæring og tunnel. Allerede etter første uke ute i friluft ble det sett forhøyede verdier av U, Ni, Cd og Mo fra alunskiferprøvene. Tungmetaller fra alunskifer som oppnådde spesielt høye nivåer gjennom forsøket var nikkel (opp til 3000 µg/L), uran (opp til 6300 µg/L), kadmium (opp til 27 µg/L), molybden (opp til 31 000 µg/L) og sink (opp til 170 µg/L). Nivåene av nikkel, kadmium og sink fra alunskiferen nådde ved de høyeste tilfellene tilstandsklasse 5 i Miljødirektoratets *M608/2016* miljøklassifisering for ferskvann. Konsentrasjonene av U, Ni og Zn fra alunskiferen hadde en oppadgående kurve gjennom forsøket.

Avrenningen av tungmetall fra galgebergskiferen lå på et mye lavere nivå, men det ble likevel registrert konsentrasjoner for Cd (opptil 5,0 µg/L), Ni (opptil 50 µg/L) og As (opptil 84 µg/L). Disse konsentrasjonene lå i tilstandsklasse 4 i miljøklassifiseringen for ferskvann.

pH var en viktig faktor som påvirket utlekkingen. Utlekking av Mo, Cd og As var høyest i prøver med høy pH, mens utlekking av Ni og U økte når pH sank. Fragmenteringsgraden til massene var avgjørende med hensyn på økt utlekking av diverse metaller.

Den relative mengden tilsatt vann over skifermassene, både fra springen og som naturlig nedbør, var lav i forhold til volumet av steinen. Dermed var konsentrasjonene av metaller i

avrenningsvannet mer konsentrert enn om mer vann hadde blitt tilsatt. Vannkvaliteten i avrenningsvannet kan være et bilde på forventet sivevann fra lignende svartskifermasser, dersom de blir liggende ute i friluft uten noe form for tildekking.

Forsøket viser det vi forventer, at forurensende avrenning etter sprengning alltid er høyere enn naturlig avrenning i svartskifermiljø.

Prøvene i kontainerforsøket ble ikke analysert for mineralogi. Det prosentvise innholdet av mineralene er, sammen med fragmenteringsegenskapene, viktige for å forstå utlekkingspotensialene fullt ut. Dersom man utfører tilsvarende storskala utlekkingsforsøk med økt vekt på kvantifisering av både mineralinnhold og fragmentering i de enkelte prøvene, vil det være mulig å raffinere metodikken for klassifisering ytterligere.

6 Referanser

- Apello, C. A., & Postma, D. (2005). *Geochemistry, ground water and pollution*. 2 utg. A.A. Balkema.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999). *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life*.
- Endre, E. (2015). *Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter*. Oslo: NGI.
- Fjermestad, H. (2013). Mobilitet av uran og andre metall i bergarter i ny vegtrase på Gran, Hadeland. *Masteroppgåve, UMB*.
- Fylkesmannen i Oppland. (2013). Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Statens vegvesen Region øst.
- Hagelia, P. (2016). *Miljøbelastninger i vegtunnelar*. Vegdirektoratet, Tunnel og betong. Statens vegvesen.
- Heijerick, D., Regoli, G., & Carey, S. (2012). The toxicity of molybdate to freshwater and marine organisms. II. Effects assessment of molybdate in the aquatic environment under REACH. *Science Of The Total Environment*, ss. 179-187.
- Helmers, T. A. (2013). The mobility of uranium from U-containing bedrock materials as a function of pH: Implications for tunnel constructions. *Master thesis, UMB*.
- Hem, J. D. (1963). CHEMICAL EQUILIBRIA AFFECTING THE BEHAVIOR OF MANGANESE IN NATURAL WATER. *International Association of Scientific Hydrology. Bulletin*, 8:3, ss. 30-37.
- Jeng, A. S. (1991). Weathering of Some Norwegian Alum Shales. 1. Laboratory Simulations to Study Acid Generation and the Release of Sulphate and Metal Cations (Ca, Mg & K). *Acta Agric. Scand.*, 41, ss. 13-35.
- Jeng, A. S. (1992). Weathering of Some Norwegian alum shales, II. Laboratory Simulations to Study the Influence of Aging, Acidification and Liming on Heavy Metal Release. *Acta Agric. Scand* 42, ss. 76-87.
- Miljødirektoratet. (2016). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*. Miljødirektoratet.
- Multiconsult. (2013). Ingeniørgeologisk lengdeprofil pr 7500-9500.
- Pierzinsky, G. M., Sims, J. T., & Vance, G. F. (2005). *Soils and Environmental Quality*. 3 utg. CRC Press.
- Santos, S. H. (2014). Potential Mobility of Radionuclides and Trace Elements in Bedrock Materials and in the Deposition Area at a Tunnel Construction Site RV4 Gran, Hadeland. *Master thesis NMBU*.
- SFT. (1997). *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*. SFT.
- Statens vegvesen. (2012). *Vannprøvetaking på Gran 27.10.11 og 19.04.12 Vedlegg 4, Søknad om fravik fra forurensningsforskriftens § 2-5 ved nyttiggjøring av utsprengte alunskifermasser til masseutskifting av myr*. Statens vegvesen.
- Stumm, V., & Morgan, J. M. (1996). *Aquatic Chemistry; chemical Equilibria and rates in Natural Waters*. John Willey & Sons.
- Swanson, V. E. (1961). Geology and Geochemistry of Uranium in Marine Black Shales; A Review. *GEOLOGICAL SURVEY PROFESSIONAL PAPER*, ss. 67-111.
- Terefe, D. (2016). *Swelling properties of Alum Shale as a function of its mineralogy*. Faculty of Mathematics and natural Sciences, Department of Geosciences. University of Oslo.
- Trabucho-Alexandre, J., Hay, W. W., & de Boer, P. L. (2012). Phanerozoic environments of black shale deposition and the Wilson Cycle. *Solid Earth*(3), ss. 29-42.
- Weideborg, M., Blytt, L. D., Stang, P., Henninge, L. B., & Vik, E. A. (2012). *Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota*. KLIF.
- WHO. (2012). *Uranium in Drinking-water*. WHO. Hentet fra http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2012/background_uranium.pdf

7 Vedlegg

Vedlegg nr.	Tittel
1	Analyseresultater fra forsøk 1
2	Analyseresultater fra forsøk 2
3	Oppgitte analysemetoder og måleusikkerheter til de analyserte vannprøvene
4	Tilstandsklasser for miljøkvalitet i ferskvann, fra Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota (Miljødirektoratet, 2016)
5	Grenseverdier for utslipp fra tunnelvann i drifts- og anleggsfasen (Fylkesmannen i Oppland, 2013)
6	Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann (SFT, 1997)
7	Produktdatablad Franzefoss Miljøkalk: Agri Dol Granulert GLA
8	Produktdatablad Franzefoss Miljøkalk: MILJØKALK VK 3

UKE 1	Sr	Zn	V	B	Th	U	TOC	Alkalinitet pH 4.5	Alkalinitet pH 8.3	Lednings- evne	Turbiditet	Suspendert stoff	pH	S	N-total	P-total	Klorid (Cl-)
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mmol/l	mmol/l	mS/m	FNU	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
G1	377	<10	72.1	401	<1	195	1.28	6.92	0.94	245	1430	297	9.07	380	44	0.09	4.9
G2	277	<10	59.1	289	<1	799	1.51	13.2	1.75	208	2450	134	9.18	147	55.7	0.135	5.13
G3K	848	<10	62.6	616	<1	2220	826	12.9	1.35	254	6120	136	9.06	426	43.8	0.132	11.9
G4H	239	<10	35.8	245	<1	715	<0.50	12.7	0.991	179	3010	906	8.88	83.7	28.1	0.234	4.7
G5H	296	<10	51.5	296	<1	445	1.35	9.59	1.31	206	1280	321	9.17	156	107	0.173	5.79
A1																	
A2K	3040	<10	0.879	73.5	<1	4270	286	2.01	<0.150	191	674	236	7.57	348	5.98	0.089	4.2
A3	2660	<10	0.451	44.9	<1	2500	4.23	1.07	<0.150	176	1670	1650	7.6	322	4.31	0.879	<1.00
A4H	2500	<10	0.557	47.7	<1	2500	<0.50	1.07	<0.150	164	667	1650	7.76	284	9.96	0.893	1.76
A5H	1710	<10	0.488	40.8	<1	1670	<0.50	1.13	<0.150	132	472	793	7.85	191	32.3	0.793	1.81
regnvann	11.1	5.98	0.16	<10	1.25	0.0925	0.82						6.86				
Uke 2																	
G1	266	<10	73.4	419	<1	233	2.54	9.71	2.43	201	88.3	5.2	9.53	255	39.9	0.029	3.46
G2	320	<4	52.6	316	<0.4	678	3.02	15.5	3.32	197	90.6	<5.0	9.49	111	30.9	0.034	1.58
G3K	630	4.37	69.9	548	<0.4	1790	345	15.4	2.23	228	2940	42.4	9.37	247	26.4	0.08	6.87
G4H	251	<2	32.1	266	<0.2	451	1.58	13.2	1.76	163	82.5	14.5	9.19	61.1	19.6	0.029	1.72
G5H	253	<4	43.2	306	<0.4	505	1.51	11.7	2.5	173	40.4	<5.0	9.48	88.1	44.3	0.033	1.96
A1	510	<2	1.3	15.4	<0.2	1070	0.5	1.33	<0.150	25.9	31.5	16	7.71	21.4	1.12	0.021	<1.00
A2K	3410	24.7	1.06	86.4	<2	6340	315	2.26	<0.150	181	52.5	8.4	7.19	374	5.24	0.026	3.78
A3	2880	18.8	<0.5	53.1	<2	3170	0.51	1.25	<0.150	178	5.17	<5.0	7.7	353	3.63	0.017	<1.00
A4H	2360	<10	<0.5	61.4	<2	3040	0.91	1.48	<0.150	149	20.4	37.4	7.83	262	6.1	0.045	1.95
A5H	1120	<10	<0.5	50.4	<2	1610	0.56	1.53	<0.150	88	4.46	<5.0	7.85	120	12	0.018	1.84
Uke 3																	
G1	295	<10	41.9	317	<1	395	1.78	9.76	1.26	207	548	204	9.2	234	25	0.078	2.64
G2	356	<4	29.6	236	<0.2	727	<1.00	14.2	1.66	200	719	338	9.17	117	21.7	0.205	<1.00
G3K	353	7.22	45.8	311	<0.4	1210	101	13.6	1.8	191	4220	1400	9.26	158	21.5	0.157	2.12
G4H	313	<2	14.8	181	<0.4	508	<1.00	12.6	1.42	162	705	477	9.16	66.8	12.3	0.385	<1.00
G5H	276	<4	19.2	213	<0.4	570	<1.00	10.8	1.44	172	390	332	9.25	99.6	19.6	0.272	<1.00
A1	593	7.36	0.938	11.7	<0.4	1760	<0.50	1.39	<0.150	30.7	163	339	7.9	34.2	1.26	0.368	<1.00
A2K	2390	10.2	0.772	58.9	<1	5660	208	2.1	<0.150	143	2010	829	7.86	266	5.51	0.505	5.91
A3	2580	13.2	<0.5	46.1	<2	3080	<1.00	1.2	<0.150	164	376	508	7.78	314	4.65	0.499	<1.00
A4H	1970	<10	0.544	50.6	<2	2450	<0.50	1.23	<0.150	132	202	342	7.86	229	4.35	0.478	1.19
A5H	1290	<10	<0.5	47.9	<2	1790	<0.50	1.24	<0.150	91	225	344	7.92	140	5.25	0.445	<1.00
Uke 4																	
G1	396	<4	19.4	260	<0.4	521	1.8	10.3		215	34	40	9.1	164	16.4	0.027	
G2	383	<4	17.6	225	<0.4	576	1.9	13.8		205	22	21	9.2	97.6	16.9	0.028	
G3K	298	<4	28.2	251	<0.4	759	77	13.7		186	25	420	9.4	108	17.8	0.049	
G4H	306	<2	10.5	205	<0.2	348	1.5	11.7		154	24	15	9.3	54	11.2	0.029	
G5H	261	<4	12.4	210	<0.4	450	1.4	9.9		157	14	9.1	9.4	74.6	20.9	0.035	
A1	560	4.31	0.873	17.5	<0.2	1270	0.88	1.4		29	5.3	2.4	7.7	18.9	0.84	0.041	
A2K	1910	14.8	0.473	67.5	<2	4570	80	2.1		113	27	7.6	7.9	160	3.87	0.044	
A3	3450	25	0.507	76.4	<2	2890	2	1.4		194	0.7	3.4	7.6	297	4.03	0.075	
A4H	3150	17.9	<0.5	90.4	<2	2810	0.98	1.5		175	1.9	3.2	7.7	247	4.79	0.077	
A5H	2240	12	<0.5	83.8	<2	2070	1	1.7		137	0.4	1.8	7.8	186	5.67	0.052	
Uke 6																	
G1	541	7.79	6.95	186	<0.4	690	157	9.7	0.864	245	10.8	9.7	9.04	224	15.7	0.012	2.42
G2	437	6.37	9.42	188	<0.4	598	<0.50	13	1.38	214	26.1	<5.0	9.11	132	16.9	0.011	<1.00
G3K	387	9.02	15.4	190	<0.4	707	13.4	12.1	0.952	202	1180	100	8.97	130	10.2	0.039	1.39
G4H	337	5.64	6.76	173	<0.4	340	<0.50	11.3	0.955	154	30.7	<5.0	9.01	66.6	11.8	0.014	<1.00
G5H	314	10.4	6.77	168	<0.4	465	0.51	9.63	1	162	22.3	<5.0	9.14	93.5	15	0.017	<1.00
A1	689	19.2	0.687	17.3	<0.4	1550	<0.50	1.4	<0.150	31.6	3.55	<5.0	8.03	23.2	1.21	<0.010	<1.00
A2K	2200	57.9	<0.5	60.3	<2	4120	29.2	1.81	<0.150	131	72.6	<5.0	7.99	191	3.27	0.02	<1.00
A3	5350	70.6	0.618	94.9	<2	4370	<0.50	2.25	<0.150	285	0.88	<5.0	7.97	644	5.75	0.044	<1.00
A4H	4950	51.8	<0.5	98.9	<2	4140	<0.50	2.15	<0.150	272	2.94	<5.0	8.03	614	7.02	0.046	<1.00
A5H	3700	32.6	0.462	87.6	<1	3020	<0.50	2.17	<0.150	210	0.87	<5.0	8.1	350	6.8	0.022	<1.00
kalk	81.3	3.04	0.333	24.9	<0.02	0.3	362	3.13	<0.150	49.7	69300	8090	8.63	74.2	4.06	0.069	5.9
Uke 8																	
G1	546	10.8	3.12	150	<0.4	704	<0.50	10.3	0.769	232	6.6	<1.0	9	201	14.1	0.021	<1.00
G2	430	10.5	4.18	151	<0.4	487	<0.50	12.6	1.01	201	5.98	<1.0	9.1	127	17.4	<0.010	1.14
G3K	395	5.15	8.08	148	<0.4	533	6.3	11.7	1.05	190	342	134	9.2	123	13.1	0.023	1.11
G4H	360	3.12	4.6	142	<0.2	310	<0.50	10.4	0.67	139	8.35	<1.0	9	59.6	9.79	<0.010	<1.00
G5H	324	15.3	3.16	134	<0.4	401	<0.50	9.01	0.671	144	7.51	<1.0	9.1	84.1	11.8	0.012	1.13
A1	803	<4	0.72	18.6	<0.4	1600	<0.50	1.55	<0.150	34.9	1.32	<1.0	8.1	28.4	0.63	<0.010	<1.00
A2K	2440	22.4	<0.5	61.9	<2	3660	12.6	1.92	<0.150	143	67.7	2.3	7.9	227	4.44	0.013	<1.00
A3	5290	134	0.517	99.4	<1	5180	<0.50	3.13	<0.150	282	0.33	<1.0	7.7	690	3.94	0.015	3.94
A4H	4980	116	0.492	103	<1	5060	<0.50	3.11	<0.150	278	0.65	<1.0	7.8	654	6.12	<0.010	<1.00
A5H	3790	53.4	<0.3	82.5	<1	3310	<0.50	2.55	<0.150	224	0.43	<1.0	7.9	400	5.48	<0.010	<1.00
tapping 5 mnd																	
G1	1430	17.1	0.241	128	<0.1	590	<0.50	8.35	0.155	181	249	372	8.1	164	12.8	0.421	1.36
G2	906	7.46	0.339	137	<0.1	312	<0.50	9.78	0.272	146	591	693	8.2	98.1	12	0.858	<1.00
G3K	770	6.55	0.454	92.3	<0.1	260	1.71	7.64	0.179	119	466	514	8.2	78.6	7.29	0.658	<1.00
G4H	737	10.6	0.192	96.3	<0.04	133	<0.50	6.33	<0.150	75.9	101	168	8.1	31	5.52	0.236	<1.00
G5H	564	5.89	0.224	83.3	<0.04	170	<0.50	4.95	<0.150	71.1	364	575	8.3	36.7	9.91	0.876	<1.00
A1	557	4.79	0.518	<20	<0.1	1600	<0.50	1.81	<0.150	29	19.3	65	8.2	21.8	1.01	0.059	<1.00
A3	1550	78.1	0.176	36.1	<0.1	3250	<0.50	3	<0.150	118	139	342	7.2	187	0.6	0.628	1.19
A5H	1390	36.3	0.127	47	<0.1	1560	<0.50	3.09	<0.150	80.9	6.77	30.7	7.5	93.6	2.08	0.041	1.61
8 mnd																	
G1	6700	28.8	0.0767	142	<0.04	295	<0.50	3.08	<0.150	420	2.81	5.5	8.1	780	18.7	0.012	1.07
G2	3060	17.1	0.223	151	<0.1	224	<0.50	4.18	<0.150	291	5.31	<5.0	8.3	383	16.8	0.013	<1.00
G3K	2990	16.9	0.426	139	<0.1	253	1.57	4.6	<0.150	322	12.7	9.9	8.4	523	15.4	0.02	<1.00
G4H	1450	11.1	0.319	155	<0.04	198	<0.50	4.8	<0.150	153	1.89	<5.0					

UKE 1	Sulfat (SO4)	Nitrat-N (NO3-N)	Ortofosfat-P (Fosfat-P)	Ammonium- N (NH4-N)
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
G1	390	12	0.019	13.7
G2	198	23.1	0.019	11.4
G3K	287	7.7	<0.100	11.1
G4H	179	13.3	0.02	6.84
G5H	186	51.3	0.023	7.66
A1				
A2K	920	<0.500	<0.010	2.73
A3	997	<0.500	<0.010	3.22
A4H	863	4	<0.010	3.7
A5H	587	17.8	<0.010	3.75
regnvann				
Uke 2				
G1	279	0.094	<0.010	13.2
G2	152	0.374	<0.010	13.1
G3K	198	7.69	<0.130	9.02
G4H	191	9.47	0.017	7.61
G5H	173	26.4	<0.010	8.17
A1	64.4	0.082	<0.010	0.978
A2K	1000	<0.300	<0.026	2.1
A3	1090	<0.300	<0.010	2.97
A4H	823	1.52	<0.010	3.56
A5H	373	8.18	<0.010	3.33
Uke 3				
G1	328	0.133	<0.010	9.31
G2	259	8.6	<0.010	9.8
G3K	175	0.202	<0.010	8.15
G4H	189	4.96	<0.010	5.98
G5H	277	12.4	0.022	5.98
A1	75.4	<0.060	<0.010	0.864
A2K	702	<0.060	<0.010	1.69
A3	882	<0.060	<0.010	2.72
A4H	629	0.338	<0.010	2.73
A5H	366	0.993	<0.010	3.04
Uke 4				
G1	560	4.99	<0.010	
G2	310	6.87	<0.010	
G3K	280	4.02	<0.010	
G4H	200	4.18	<0.010	
G5H	250	8.54	<0.010	
A1	66	0.034	<0.010	
A2K	530	<0.007	<0.010	
A3	1200	<0.007	0.029	
A4H	1100	0.059	0.013	
A5H	710	0.688	0.029	
Uke 6				
G1	781	4.3	<0.010	8.29
G2	481	4.82	<0.010	10.1
G3K	444	3.56	<0.010	7.4
G4H	258	3.11	<0.010	6.58
G5H	352	5.1	<0.010	5.9
A1	80	<0.500	<0.010	0.948
A2K	677	<0.500	<0.010	1.92
A3	1900	<0.500	0.03	3.29
A4H	1740	<0.500	0.025	3.92
A5H	1160	<0.500	0.017	3.81
kalk	46.6	1.83	<0.010	
Uke 8				
G1	646	3.2	<0.010	
G2	406	3.62	<0.010	
G3K	382	2.75	<0.010	
G4H	200	2.24	<0.010	
G5H	281	3.47	<0.010	
A1	86.5	<0.060	<0.010	
A2K	676	<0.060	<0.010	
A3	1730	<0.060	<0.010	
A4H	1760	<0.060	<0.010	
A5H	1260	0.14	<0.010	
tapping 5 mnd				
G1	494	0.405	<0.010	6.95
G2	255	1.16	<0.010	6.14
G3K	229	0.157	<0.010	4.32
G4H	91.8	0.82	<0.010	2.54
G5H	111	1.84	<0.010	3.8
A1	55	<0.060	<0.010	0.641
A3	508	<0.060	<0.010	0.383
A5H	277	0.52	<0.010	1.27
8 mnd				
G1	2320	0.218	<0.010	17.8
G2	1500	0.499	<0.010	15.4
G3K	1580	0.226	<0.010	12.7
G4H	580	0.522	<0.010	8.07
G5H	894	0.472	<0.010	12.1
A1	392	<0.060	<0.010	0.752
A2K	1710	<0.060	<0.010	0.363
A3	1460	<0.060	<0.010	0.072
A4H	1480	<0.060	<0.010	0.13
A5H	1420	<0.060	<0.010	0.051

Vedlegg 2. Analyseresultater fra forsøk 2. AT1 – AT4K representerer prøvekonteinere med alunskifer fra Granstunnelen.

Analysene ble utført ved ALS Laboratory Group. Metallanalysene ble filtrert før analyse.

	TOC	Alkalinitet pH 8.3	Alkalinitet pH 4.5	Lednings- evne	Turbiditet	Suspendert stoff	Svovel (S)	N-total	P-total	Klorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat-N (NO3-N)	Fosfat-P (ortofosfa t-P)
	mg/l	mmol/l	mmol/l	mS/m	FNU	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Uke 1													
AT1	2.39	0.67	0.95	115	271	546	176	34.2	0.402	3.71	348	11.2	<0.010
AT2	6.3	3.88	4.84	145	73.2	118	186	55.7	0.037	3.91	366	16	<0.010
AT3K	2.48	1.06	0.97	112	116	146	180	30.6	0.048	2.94	382	6.49	<0.010
AT4K	3.39	1.01	2.04	113	884	926	188	38.6	0.252	3.95	364	13.1	<0.010
Uke 2													
AT1	<2.00	0.154	1.43	161	1.39	1.2	226	39.9	<0.010	2.16	554	7.15	<0.010
AT2	3.57	1.15	2.24	145	2.12	1.6	215	39.3	<0.010	1.55	534	7	<0.010
AT3K	<2.00	<0.150	0.869	147	4.66	5	217	29.1	<0.010	2.04	563	3.17	<0.010
AT4K	2.07	0.182	0.94	178	8.43	12.2	265	38.7	<0.010	2.58	688	9.44	<0.010
Uke 3													
AT1	2.35	<0.150	0.487	143	35.5	85.4	222	18.5	0.059	1.31	662	1.1	<0.010
AT2	<2.00	<0.150	0.511	162	11.7	22.3	273	16.1	0.01	1.56	779	1.07	<0.010
AT3K	<2.00	<0.150	1.02	136	15.4	66.2	195	12.5	0.03	1.9	650	0.713	<0.010
AT4K	<2.00	<0.150	1.01	125	333	543	201	11.4	0.104	1.36	601	1.04	<0.010
Uke 4													
AT1	2.62	<0.150	0.558	130	37.4	74.1	237	11.1	0.054	<1.00	615	0.558	<0.010
AT2	1.87	<0.150	0.175	156	15.1	27.6	311	8.12	0.014	<1.00	763	0.35	<0.010
AT3K	1.25	<0.150	0.622	130	136	182	243	7.8	0.049	10.5	650	0.148	<0.010
AT4K	1.97	<0.150	0.635	106	1240	878	186	6.31	0.158	10	504	0.258	<0.010

	Ammoniu m-N (NH ₄ -N)	pH (OS)	Kalsium (Ca)	Jern (Fe)	Kalium (K)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na)	Aluminium (Al)	Arsen (As)	Barium (Ba)	Kadmium (Cd)	Kobolt (Co)	Krom (Cr)	Kopper (Cu)
	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Uke 1														
AT1	19.2	9.3	16.5	<0.02	9.41	3.73	200	38.5	48.5	75.1	24.6	<0.3	13.7	<5
AT2	33.8	11.1	58.6	0.0264	9.4	0.348	225	263	<10	113	27.4	<0.3	31.4	<5
AT3K	20.2	9.8	27.6	<0.02	7.96	1.85	195	80.5	10.8	91.2	26.1	<0.3	7.67	<5
AT4K	19.4	9.7	27.5	<0.02	9.27	1.45	193	85.9	<5	65.4	26.7	<0.3	13	<5
Uke 2														
AT1	20.4	8.57	52.6	<0.02	13.3	8.42	255	26.1	21.6	86.6	23.5	<0.3	12.3	<5
AT2	22.7	9.69	81.2	<0.02	8.17	<0.5	195	201	<3	111	18.5	<0.3	12.8	32.6
AT3K	16.7	8.53	62	<0.02	9.99	4.65	219	76	5.48	111	18.3	<0.3	8.09	<5
AT4K	19	8.68	80.7	<0.02	12.4	3.04	269	112	<3	78.3	24.2	<0.3	15.6	<5
Uke 3														
AT1	13	7	99.2	<0.008	15.2	12.9	170	13.6	5.04	62.9	16.8	0.356	1.88	<2
AT2	9.87	9.1	179	<0.008	13.4	3.28	173	71.4	<1	119	16.8	<0.1	1.3	<2
AT3K	8.79	7.8	136	<0.008	14.1	10.4	141	26.9	3.77	68.1	15.2	0.228	2.63	<2
AT4K	6.77	7.9	117	<0.008	13	7.44	136	34.9	1.19	61.5	10.5	0.463	1.03	<2
Uke 4														
AT1	8.57	7.46	132	<0.008	14.8	18.4	101	10.2	<1	47.5	7.58	<0.1	0.351	<2
AT2	4.69	6.84	232	<0.008	14.2	9.04	103	20.3	<1	67.3	8.74	<0.1	0.512	<2
AT3K	5.42	7.68	156	<0.008	13.7	16.2	88.2	9.66	<1	44.8	8.21	<0.1	0.376	<2
AT4K	4	7.62	110	<0.004	11.3	13.3	83.7	16.7	<0.5	45.8	4.69	0.489	0.305	<1

	Kvikksølv (Hg)	Mangan (Mn)	Molybden (Mo)	Nikkel (Ni)	Fosfor (P)	Bly (Pb)	Silisium (Si)	Strontium (Sr)	Sink (Zn)	Vanadium (V)	Bor (B)	Thorium (Th)	Uran (U)
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Uke 1													
AT1	<0.002	<2	21900	2.87	<50	<0.5	4.44	2110	<10	450	161	<1	103
AT2	<0.002	<2	26500	<3	<50	<0.5	8.04	3510	<10	516	149	<1	0.0356
AT3K	<0.002	<2	22900	<3	<50	<0.5	5.95	2780	<10	494	180	<1	22.3
AT4K	<0.002	<2	22600	<3	<50	<0.5	6.64	2400	<10	369	121	<1	6.74
Uke 2													
AT1	<0.002	8.01	30800	12.1	<50	<0.5	3.11	5140	<10	300	146	<1	225
AT2	<0.002	<2	20300	<3	<50	0.713	6.36	4780	<10	366	127	<1	0.126
AT3K	<0.002	<2	21200	7.74	<50	<0.5	4.1	4990	<10	312	159	<1	141
AT4K	<0.002	<2	27300	3.41	<50	<0.5	5.37	5150	<10	318	143	<1	30.6
Uke 3													
AT1	<0.002	64.2	14600	41.9	<20	<0.2	2.88	6530	28	50.8	111	<0.4	267
AT2	<0.002	5.86	15100	2.96	<20	<0.2	3.85	7490	<4	145	116	<0.4	43.7
AT3K	<0.002	30.7	12600	37.9	<20	<0.2	3	6210	<4	75.7	120	<0.4	238
AT4K	<0.002	25.7	8320	25.4	<20	<0.2	3.35	4650	<4	48	95.3	<0.4	129
Uke 4													
AT1	<0.002	79.9	9130	78.3	<20	<0.2	2.68	7560	16	8.84	86.6	<0.4	325
AT2	<0.002	22.7	11200	15.5	<20	<0.2	2.47	8300	10.6	33.1	78.3	<0.4	97.6
AT3K	<0.002	61.6	9050	60	<20	<0.2	2.46	7130	10.5	10.9	84.8	<0.4	276
AT4K	<0.002	36.9	5070	52.5	<10	<0.1	3.35	4320	11.1	10.8	66.5	<0.2	238

Vedlegg 3

Oppgitte analysemetoder og måleusikkerheter til de analyserte vannprøvene. De oppgitte rapporteringsgrensene kunne være forskjellig ved de ulike prøvetakingsrundene. Analyser ble gjennomført ved ALS laboratory Group AS.

Parameter	Metode	Måleprinsipp	Rapporteringsgrense	Måleusikkerhet
TOC	EN 1484		0,5 mg/L	
Alkalinitet	EN ISO 9963-1		0,15 mmol/L	
	EN 27 888 SM 2520B			
Ledningsevne	EN 16192			10 %
Turbiditet	EN ISO 7027			
		Filtrert med glass mikrofilter med porestørrelse 1,5 µm		
Suspendert stoff	EN 872			
N-total	EN 12260	IR	0,10 mg/L	30 %
	EN ISO 6878,			
P-total	ISO 15681-1	Spektrofotometer	0,01 mg/L	
Klorid	ISO 10304-1	Ionkromatografi	1,00 mg/L	15 %
	Basert på ISO			
Sulfat (SO ₄)	10304-1	Væskrokromatografi	0,06 mg/L	
	Basert på			
Nitrat-N (NO ₃ -N)	ISO 11732, ISO 13395	Spektrofotometer	0,06 mg/L	
	Basert på ISO			
Ammonium.N (NH ₄ -N)	11732 og ISO 13395	FIA og Spektrofotometer	0,020 mg/L	
	Basert på CSN			
Fosfat-P (PO ₄ -P)	ISO 15681-1	Spektrofotometer	0,010 mg/L	
	NS-EN ISO			
pH	10523-2012	pH-meter, elektrode		0,2 pH-enheter
		ICP-AES, ICP-SFMS. Surgjøring med 1 ml salpetersyre per 100 ml prøve.		
Metaller	EPA-metoder 200.7 og 200.8			

Vedlegg 4

Tilstandsklasser for miljøkvalitet i ferskvann, fra *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota* (Miljødirektoratet, 2016)

Grenseverdiene er oppgitt i µg/L.

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids eksponering	Akutte toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

1) AF: sikkerhetsfaktor

Nr	Navn på substans	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
		Bakgrunn	AA-EQS	MAC-EQS		Omfattende akutt tox eff.
1	Kadmium	0.003	Fotnote 1	Fotnote 2	Fotnote 3	Fotnote 3
2	Bly	0.02	1.2	14	57	> 57
3	Nikkel	0.5	4	34	67	> 67
4	Kvikksølv	0.001	0.047	0.07	0.14	> 0.14
5	TBT		0.0002	0.0015	0.003	> 0.003
6	Bromerte difenyletere		4.9E-08	0.14	0.28	> 0.28
7	Heksaklorbensen		0.013 ⁴⁾	0.05	0.47	> 0.47

Nr	Navn på substans	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
39	Kobber	0.3	7.8	7.8	15.6	> 15.6
40	Sink	1.5	11	11	60	> 60
41	PAH					
	Acenaftalen	0.00001	1.3	33	330	> 330
	Acenaften	0.000034	3.8	3.8	382	> 382
	Fluoren	0.00019	1.5	34	339	> 339
	Fenantren	0.00025	0.51	6.7	67	> 67
	Pyren	0.000053	0.023	0.023	0.23	> 0.23
	Benzo(a)antracen	0.000006	0.012	0.018	1.8	> 1.8
	Krysen	0.000056	0.07	0.07	0.7	> 0.7
	Dibenso(ah)antracen	0.000001	0.00061	0.014	0.14	> 0.14
42	Arsen	0.15	0.5	8.5	85	> 85
43	Krom	0.1	3.4	3.4	3.4	> 3.4

- 1) Klasse II Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 0.08 (< 40 mg CaCO₃/L); 0.08 (40 - <50 mg CaCO₃/L); 0.09 (50 - <100 mg CaCO₃/L); 0.15 (100 - <200 mg CaCO₃/L); 0.25 (≥ 200 mg CaCO₃/L)
- 2) Klasse III Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 0.45 (< 40 mg CaCO₃/L); 0.45 (40 - <50 mg CaCO₃/L); 0.60 (50 - <100 mg CaCO₃/L); 0.9 (100 - <200 mg CaCO₃/L); 1.5 (≥ 200 mg CaCO₃/L)
- 3) Klasse IV Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 4.5 (< 40 mg CaCO₃/L); 4.5 (40 - <50 mg CaCO₃/L); 6.0 (50 - <100 mg CaCO₃/L); 9.0 (100 - <200 mg CaCO₃/L); 15 (≥ 200 mg CaCO₃/L). Verdier over tilhøre til klasse V.
- 4) HCB AA-EQS basert på human helse er 0.0002 µg/L, men BCF er usikker

Vedlegg 5

Grenseverdier for utslipp fra tunnelvann i drifts- og anleggsfasen (Utslippstillatelse gitt av Fylkesmannen i Oppland). Grenseverdiene for anleggs- og driftsfasen ble satt på bakgrunn av klasse 2 og 3 i Miljødirektoratets veileder TA 3001/2012.

Parameter	Klasse II	Klasse III	Grenseverdi anleggsfase	Grenseverdi driftsfase
Arsen (As)	4,8 µg/l	8,5 µg/l	8,5 µg/l	4,8 µg/l
Kadmium (Cd)	0,19 µg/l	1,5 µg/l	1,5 µg/l	0,19 µg/l
Krom (Cr)	3,4 µg/l	3,4 µg/l	3,4 µg/l	3,4 µg/l
Kobber (Cu)	7,8 µg/l	7,8 µg/l	7,8 µg/l	7,8 µg/l
Kvikksølv (Hg)	0,05 µg/l	0,07 µg/l	0,07 µg/l	0,05 µg/l
Nikkel (Ni)	1,7 µg/l	34 µg/l	34 µg/l	1,7 µg/l
Bly (Pb)	1,3 µg/l	14 µg/l	14 µg/l	1,3 µg/l
Sink (Zn)	11 µg/l	11 µg/l	11 µg/l	11 µg/l

Vedlegg 6

Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann (SFT, 1997)

Virknings av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		I «Meget god»	II «God»	III «Mindre god»	IV «Dårlig»	V «Meget dårlig»
Næringssalter	Total fosfor, µg P/l	<7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	>50
	Klorofyll a, µg/l	<2	2 - 4	4 - 8	8 - 20	>20
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
	Prim. prod., g C/m ² år	<25	25 - 50	50 - 90	90 - 150	>150
	Total nitrogen, µg/l	<300	300 - 400	400 - 600	600 - 1200	>1200
Organiske stoffer	TOC, mg C/l	<2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	>15
	Fargetall, mg Pt/l	<15	15 - 25	25 - 40	40 - 80	>80
	Oksygen, mg O ₂ /l	>9	6,5 - 9	4 - 6,5	2 - 4	<2
	Oksygenmetn. %	>80	50 - 80	30 - 50	15 - 30	<15
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
	KOF _{Mn} , mg O ₂ /l	<2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	>15
	Jern, µg Fe/l	<50	50 - 100	100 - 300	300 - 600	>600
Mangan, µg Mn/l	<20	20 - 50	50 - 100	100 - 150	>150	
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05 - 0,2	0,01 - 0,05	<0,01	0,00
	pH	>6,5	6,0 - 6,5	5,5 - 6,0	5,0 - 5,5	<5,0
Partikler	Turbiditet, FTU	<0,5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	>5
	Susp. stoff, mg/l	<1,5	1,5 - 3	3 - 5	5 - 10	>10
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
Tarmbakterier	Termotol. koli. bakt., ant./100 ml	<5	5 - 50	50 - 200	200 - 1000	>1000

Produktdatablad

Agri Dol Granulert GLA

Franzefoss Miljøkalk AS

Postboks 53

NO-1309 Rud

Telefon : +47 05255

miljokalk@kalk.no

Fax : +47 67 15 20 01

www.kalk.no



FRANZEFOSS
MILJØKALK

Materiale:	Granulert dolomittmel	Produsent:	Glanshammar, Sverige
	CaMg(CO ₃) ₂ > 95%	Råmateriale:	Dolomitt fra Glanshammar
Reg.nr.:	Mattilsynet 1425	Fremstilt:	Nedmalt og granulert dolomitt
	Produktregistret -		
	REACH nr -		

Anvendelse: Bedrer vekst til planter og fungerer som sykdomsbekjempelse (graskrampe) på eng og beite pga Mg innhold.

Krav: FOR 2003-07-04 nr 1063: Forskrift om handel med gjødsel og kalkingsmidler mv.

Parameter	Metode	Enhet	Statistikk				Krav
			Snitt	s	L	H	
CaO	Kalsiumoksid	[%]	29	-	-	-	
MgO	Magnesiumoksid	[%]	19,0	-	-	-	
Ca	Kalsium	[%]	20,5	-	-	-	
Mg	Magnesium	[%]	12,0	-	10,0	-	0,5 %-enheter
NV CaO ekv.	NS-EN 12946	[-]	55	-	48,0	-	2,5-enheter
Vanninnhold	NS-EN 12048	[%]	<1%	-	-	-	2 %-enheter
Kalkverdi	Beregnet fra NV	1. år	54	-	-	-	3-enheter
		5. år	54	-	-	-	3-enheter
pH-verdi	-	[-]	9-10	-	-	-	
Farge	-	[-]	Brun	-	-	-	
Krystallinitet	-	[-]	Granulat	-	-	-	
Masstetthet	-	[kg/dm ³]	2,85	-	-	-	
N	Nitrogen	ICP-AES	[ppm]	-	-	-	20 % av oppgitt verdi
P	Fosfor		[ppm]	-	-	-	
K	Kalium		[ppm]	-	-	-	
Cl	Klor	Våtkjemisk	[%]	-	-	-	
Na	Natrium	ICP-AES	[ppm]	-	-	-	
S	Svovel	WD-XRF	[%]	-	-	-	
B	Bor	ICP-AES	[ppm]	-	-	-	
Co	Kobolt		[ppm]	-	-	-	
Cu	Kobber		[ppm]	<10	-	-	
Fe	Jern		[ppm]	-	-	-	
Mn	Mangan		[ppm]	-	-	-	
Mo	Molybden		[ppm]	-	-	-	
Zn	Sink		[ppm]	-	-	-	
1,00 mm	NS-EN 12948	[%]	2	-	10,0	-	
2,00 mm		[%]	60	40,0	60,0	-	
4,00 mm		[%]	95	85,0	-	-	
d100%		Oppløst	[mm]	<0,2	-	-	-

Kornfordeling



Råmateriale: Råmaterialet er et naturprodukt med variasjoner innenfor visse grenser

Levering: Bulk, sekk

Lagring: Ingen merknad

SDS: Se produktets sikkerhetsdatablad for informasjon angående helse, miljø og sikkerhet. Les denne informasjonen og iverksett eventuelle sikkerhetstiltak før produktet tas i bruk.

Produktdatablad MILJØKALK VK 3

Miljøkalk AS
Postboks 53
NO-1309 Rud

Telefon : +47 05255

E-post, Web: miljokalk@kalk.no www.kalk.no



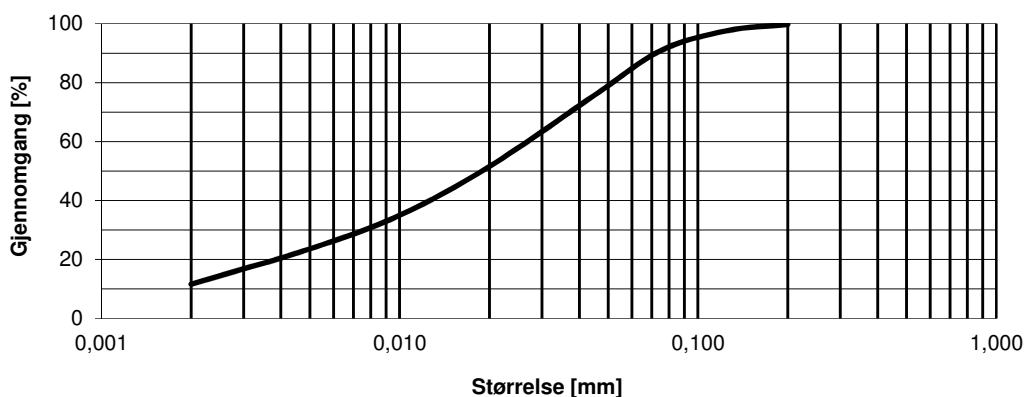
MILJØKALK

Materiale:	Kalkstein CaCO ₃	Produsent:	Verdalskalk AS avd. Havna
Reg.nr.:	Deklarasjon Kategori 3 Produktregistrert - REACH nr -	Råmateriale:	Kalkstein fra Tromsdalen i Verdal
Anvendelse:	Nedmalt kalksteinsprodukt til vassdragskalking Kategori 3. Optimal partikkelfordeling gir gode oppløsningsegenskaper.		
Materialer:	Fremstilt: Knusing og sikting av kalkstein		
	Versjon: 1/15		

Krav: Normerte Krav til Vassdrag i Noreg

Parameter	Metode	Enhet	Statistikk		Krav			
			Snitt	s	L	H	Toleranse +/-	
CaO	Kalsiumoksid	WD-XRF	[%]	55	0,5	-	-	-
MgO	Magnesiumoksid		[%]	0,4	0,05	-	-	-
Ca	Kalsium	Beregnet fra	[%]	39	-	-	-	-
Mg	Magnesium	WD-XRF	[%]	0,2	-	-	-	-
NV CaCO ₃ ekv.		NS-EN 12946	[-]	99	0,2	-	-	+/- 3
Vanninnhold		NS-EN 12048	[%]	0-0,2	-	-	-	-
Al	Aluminium	WD-XRF	[%]	0,05	-	-	2	-
Masstetthet		Pyknometer	[kg/dm ³]	2,70	-	-	-	-
Co	Kobolt	ICP-AES	[ppm]	0,3	0,11	-	20,0	-
Cu	Kobber		[ppm]	<0,5	0,00	-	20,0	-
Zn	Sink		[ppm]	6,0	2,84	-	50,0	-
Ni	Nikkel		[%]	2,0	0,73	-	20,0	-
Cr	Krom		[ppm]	0,2	0,06	-	50,0	-
V	Vanadium		[%]	1,0	0,25	-	20,0	-
Hg	Kvikksølv	AAS	[ppm]	0	0,01	-	0,1	-
Pb	Bly		[ppm]	1,0	0,46	-	20,0	-
Cd	Kadmium		[ppm]	0,1	0,02	-	0,5	-
Momentan-oppløsning ved våtspredning	pH 4,0	Kolonnemetode*	[%]	78,0	-	-	-	-
	pH 4,5		[%]	67	-	-	-	-
	pH 5,0		[%]	61	-	-	-	-
	pH 5,5		[%]	59,0	-	-	-	-
	pH 6,0		[%]	57	-	-	-	-
0,002 mm	Microtrac	[%]	12	0,5	-	-	-	
0,005 mm		[%]	24	0,7	-	-	-	
0,010 mm		[%]	35	0,9	-	-	-	
0,020 mm		[%]	52	0,8	-	-	-	
0,045 mm		[%]	76	0,6	-	-	-	
0,075 mm		[%]	91	0,7	-	-	-	
0,125 mm		[%]	98	0,6	-	-	-	
0,200 mm		[%]	100	0,3	-	-	-	
d50%		[µm]	19	0,6	10	19	-	

Kornfordeling



Råmateriale: Råmaterialet er et naturprodukt med variasjoner innenfor visse grenser

Levering: Bulk, Storsekk, Sekk

Volumvekt: 1,05-1,15 [kg/dm³]

Lagring: Produktet må lagres tørt

SDS: Se produktets sikkerhetsdatablad for informasjon angående helse, miljø og sikkerhet. Les denne informasjonen og iverksett eventuelle sikkerhetstiltak før produktet tas i bruk.



Statens vegvesen
Region øst
Prosjektavdeling øst
2605 LILLEHAMMER
Tlf: (+47 915) 02030
firmapost-ost@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen